



Association Canadienne de Réhabilitation des Sites Dégradés (A.C.R.S.D.)
Canadian Land Reclamation Association (C.L.R.A.)

10ième réunion annuelle

10th annual meeting

Québec

18-21 août 1985

August 18-21, 1985

ENVIRONNEMENT ET RÉHABILITATION
DIX ANNÉES DE RÉALISATIONS
ENVIRONMENT AND RECLAMATION
TEN YEARS OF ACHIEVEMENTS

COMPTES - RENDUS

PROCEEDINGS

S
604.83
C212
1985

ISSN - 0705 - 5927

[illegible][illegible]

Apr/01
25.00
Pub.



5
604.83
IC212
1985

AVANT-PROPOS

Les différents travaux de réhabilitation entrepris au Canada depuis une décennie impliquent une multitude d'intervenants qui oeuvrent dans des secteurs tout aussi variés: terrains miniers, pipelines, terres agricoles, sites d'enfouissement sanitaire, glissements de terrains et quantité d'autres sites perturbés par différentes activités industrielles. Ce qui préoccupe les spécialistes qui gravitent autour de l'Association Canadienne de Réhabilitation des sites dégradés est en fait un souci professionnel d'améliorer notre environnement; on y remarque aussi des biologistes et microbiologistes, des chimistes, des pédologues, des géologues, des géographes, des ingénieurs qui oeuvrent et échangent connaissances et expériences au cours de réunions comme celles de l'ACRSD.

Le choix de Québec pour la tenue du 10e congrès annuel n'est pas étranger au fait que l'Association effectue des efforts pour franciser ses activités et ainsi attirer plus de francophones dans ses rangs. Nous espérons que le travail investi dans l'organisation de ce congrès sous le thème ENVIRONNEMENT ET REHABILITATION, dix années de réalisations, aura contribué à atteindre cet objectif.

J'aimerais en profiter pour remercier mes collègues qui ont participé à l'organisation de ce congrès, ainsi que les personnes qui ont accepté de présenter une communication dans le cadre de ces assises.

Dr D.J. Boivin, président

KEYANO COLLEGE
LIBRARY ✓

FOREWORD

Land reclamation is a much broader discipline than it was 10 years ago, and its activities extend now far beyond revegetation and/or stabilization of mine tailings and road banks. Although research and development of more appropriate techniques are still required in these fields, sanitary landfills, landslides, pipelines and land disturbed by industrial activities are also now of a great concern. Improvement of the environment is the ultimate goal of all the specialists within the CLRA. One important fact is that the Association regroups biologists and microbiologists, chemists, pedologists, geologists, geographers, engineers and this multi-disciplinarity contributes to enrich the discussion and give a broader view to the solution of the problems that we discuss at our annual meetings.

The selection of Quebec city as the site of the 10th Annual meeting of the CLRA is not a coincidence. It has been selected in an attempt by the Association, to sensibilize french speaking specialists working in the field of land reclamation to join the rank of the CLRA and to give them the opportunity to present their research and results in the language of their choice. We hope that the time and effort invested by the CLRA and the organizing committee of the 10th annual meeting under the theme "ENVIRONMENT AND RECLAMATION, 10 years of achievements" will contribute to reach this objective.

I would like to take this opportunity to thank all my colleagues who participate in the organization of this meeting and also all participants that submit a paper.

Dr. D.J. Boivin, chairman.

TABLE DES MATIERES

TABLE OF CONTENTS

	PAGE
<u>SESSION A</u>	
Le défi de la mise en valeur des terres.	1
The challenge in reclamation.	
D. Murray, Crop production division, regional development branch, Agriculture Canada, Ottawa.	
Approche améliorée de revégétation des résidus acides.	9
Improved reclamation of reactive tailings.	
R.S. Siwik et K.G. Wheeland. Noranda research centre, Pointe-Claire, Québec.	
Quelques aspects techniques de la réhabilitation des sites de glissement de terrains dans la province de Québec.	21
Some technical aspects of the reclamation of landslide sites in the province of Quebec.	
J.Y. Chagnon et J. Locat, Département de Géologie, Université Laval, Sainte-Foy, Québec.	
L'enfouissement sanitaire dans les sablières et les carrières de roc.	38
Sanitary landfill in rock quarries and gravel pits.	
G.A. Jacobson, Gunnar A. Jacobson et Associés Montréal, Québec.	

SESSION B

Mesures temporaires et permanentes de sécurisation
d'ouvertures minières abandonnées et sites sécurisés
au Québec depuis 1975. 57

Temporary and permanent measures of abandoned mine
closures and securized sites in Quebec since 1975.

D.J. Boivin. Département des sciences de la terre.
UQAM, Montréal, Québec.

Mise rapide en végétation de rejets miniers acides
et alcalins du Québec: problématique et résultats
d'essais en serres. 77

Quick revegetation of alkaline and acid mine residues
from Quebec: management approaches and results of a
glasshouse experiment.

A. Paquet et M.P. Cescas. Département des Sols,
Université Laval, Sainte-Foy, Québec.

Croissance spontanée des premiers arbres sur l'emplacement
de déchets de mines d'uranium inactivés à Elliott lake, Ontario. 102

Establishment of pioneering trees on an inactive uranium tailing
site in Elliott lake, Ontario.
M. Kalin et M.P. Smith. Boojum research Ltd.,
Toronto, Ontario.

L'aulne crispé dans la végétation des bancs d'emprunt à la
Baie James-Québec. 119

Green alder for revegetation of borrow pits in James Bay
region-Quebec.

G. Prégent, C. Camiré, P. Arsenault et J.G. Brouillette.
Département des sciences Forestières, Université Laval,
Sainte-Foy, Québec.

Dix années de réalisations dans le réaménagement des
abords de pipelines. (Résumé) 136

Ten years of achievement in pipeline reclamation (Abstract)

W.H. Watt. TransCanada Pipelines, Toronto, Ontario.

Programme de revégétation sur les "tailings" d'Inco Limited: 138
1950-1985.

Inco Limited tailings revegetation program: 1950-1985.

T.H. Peters, Inco Limited, Copper Cliff, Ontario.

SESSION C

Dépôts de chaux industrielle - possibilités et problèmes 154
d'une renaturalisation.

Industrial lime deposits - possibilities and problems of
its renaturalisation.

F. Oehmichen. Ecole d'Architecture de paysage, Université
de Montréal, Montréal, Québec.

L'amiante et l'environnement. (Résumé) 166

Asbestos and the environment. (Abstract)

J. Gagnon. Département de Géologie, Université Laval,
Sainte-Foy, Québec.

Revégétation de débris rocheux provenant d'exploitations 167
minières et d'entreprises de construction.

Revegetation of hard rock waste from mining and construction
operations.

E.M. Watkin. Mine Waste reclamation Ltd.
Guelph, Ontario.

Revégétation des talus escarpés et des terrains
difficilement accessibles. (Résumé) 189

Reclamation of steep slopes and difficult accessible lands.
(Abstract).

J. St-Laurent. Hydrosemece de l'Estrie Ltée,
Ascot, Lennoxville, Québec.

Utilisation combinée de la biologie et du Génie 190
"Génie-Biologique" pour assurer la stabilisation des sols.
Soil bioengineering/biotechnical land stabilization for
reclamation and conservation.

R.B. Sotir. Soil Bioengineering Corp.
Marietta, Georgia, USA.

SESSION D

Evaluation des risques environnementaux sur les producteurs 200
primaires (Bio-Essais: S. capricornutum) suite à des
déversements d'effluents miniers.

Hazard assessment of an iron ore mining operation on primary
production by algal bioassays (S. capricornutum)

R. Langis, C. Blaise et P. Couture. INRS-Eau,
Université du Québec, Sainte-Foy, Québec.

La simulation aéroportée de données MEIS II et MSS afin 228
d'évaluer le potentiel de restauration du parc à résidus
miniers Beattie, Duparquet, Québec.

The simulation of MEIS II and MSS airborne data for assessing
the reclamation potential of Beattie tailings, Duparquet,
Québec.

J.Y. Gagnon, W.D. Bruce et A.A. Growder,
Dept. of Biology, Queen's University, Kingston, Ontario.

Les conséquences de différentes épaisseurs de couches 241

arables placées sur des schistes argileux d'un site
réhabilité avec succès.

Effects of topsoil thickness placed over shale on
reclamation success.

A. Kennedy, Esso Resources Canada Ltd., Calgary, Alberta.

De l'humus à volonté. 268

Humus at will.

R.A. Lapointe, R.E. Guay et L. Lachance.

Service de la Technologie et des Normes d'exploitation,

Ministère de l'Energie et des Ressources, Québec, Québec.

ASSOCIATION CANADIENNE DE REHABILITATION DES SITES DEGRADES
CANADIAN LAND RECLAMATION ASSOCIATION

QUEBEC
18-21 août 85
August 18-21, 85

Contributions financières - Financial contributions

- Ministère de l'Environnement du Québec.
- Ministère de l'Energie et des Ressources du Québec
- Noranda Inc. - Environ mental services - Toronto.

Contributions en temps et matériel - Contributions of time and materials

- Département des Sols - Université Laval
- Département de géographie - Université Laval
- Département de géologie - Université Laval
- Département de phytologie - Université Laval.
- Les fromages Saputo inc.

Nous leur adressons nos plus sincères remerciements.
We would like to express our most sincere thanks.

Le comité organisateur- The organizing committee.

Remerciements - Special thanks

Le comité organisateur du 10^{ème} congrès annuel de l'ACRSD / CLRA voudrait remercier certaines personnes qui ont contribué à la réussite de ces trois journées. Il s'agit de:

The organizing committee of the 10th annual meeting of the CLRA / ACRSD would like to express its most gracious thanks to certain persons who help making this reunion a success. They are:

Mme Pineau - département de géologie

M. Jean Raveneau - département de géographie

Mme Elaine Mailhot .

Mesdames Nicole Bergeron et Denise Gouge - Département des sols

M. Michel Cescas - département des sols

M. Jacques Paquet - Service alimentaire - Université Laval

Mme Anne Laliberté - département de nutrition humaine et de consommation

M. Gilles Richard - département des sols

Mesdames Josée Sauvageau et Louisette Marquis - Service des relations publiques - Université Laval

Mme Carole Nadeau - Département de géographie.

Comité Organisateur

Organizing Committee

Daniel J. Boivin, président - Chairman

Marc Laverdière, responsable des sessions techniques -
technical session, chairman

Jean-Marc Girard, trésorier - treasurer

Hani Antoun, responsable des comptes-rendus -
editor of proceedings

Simon Visser, responsable de l'accueil -
welcoming committee

Louis Azzaria, publicité - publicity

Pierre Vézina / Gustave Moisan, responsables du tour -
chairmen of the tour guide

Alban Lapointe, responsable des espaces commerciaux -
display space chairman

Numéro de téléphone durant le congrès: 656-2842
Telephone number during the meeting: 656-2842

Adresse postale: 10ième congrès annuel de l'ACRSD / CLRA
Dép. des sols - Pavillon Comtois
Université Laval
Sainte-Foy, Québec
G1K 7P4

Postal address: 10th annual meeting - CLRA / ACRSD
Soils dept. - Comtois building
Laval University
Sainte-Foy, Quebec
G1K 7P4

Soyez les bienvenus à Québec

Welcome to Quebec city



UNIVERSITÉ



LAVAL



BOX 682 - GUELPH, ONTARIO, CANADA - N1H 6L3

BOARD OF DIRECTORS

1984 - 1985

President	Alex. S. Ansell Ontario Hydro 700 University Avenue U8A4 Toronto, Ontario M5G 1X6	(416) 592-4347
Vice-President	Paul Ziemkiewicz 9th Floor 9915 - 108 Street Edmonton, Alberta T5K 2C9	(403) 427-3694
Past President	H. Percy Sims Alberta Environment 14th Floor, Standard Life Centre 10405 Jasper Avenue Edmonton, Alberta T5J 3N4	(403) 427-3943

Board Members1983 to 1985

Jennifer Hansen Box 9 1405 - 17 Ave. S.W. Calgary, Alberta T2T 0C6	(403) 245-5208
J.C. Errington B.C. Ministry of Energy 975 Ambassador Avenue Victoria, B.C. V8X 3N3	
Stewart Sampson Environmental Engineer Brunswick Mining Box 3000 Bathurst, N.B. E2A 3Z8	(506) 546-6671 ext. 6269

BOARD OF DIRECTORS - 1984 to 1985 (Cont'd)Board Members1984 to 1986

Holly Quan (403) 267-7110
TransAlta Utilities Corp.
110 - 12 Ave. S.W.
Box 1900
Calgary, Alberta
T2P 2M1

Gordon Boutilier (902) 564-3650
Cape Breton Development Corp.
P.O. Box 1750
Sydney, Nova Scotia
B1P 6T7

Sarah B. Lowe (519) 753-3408
TCG Materials Ltd.
P.O. Box 1390
Brantford, Ontario
N3T 5T6

Tim D. Shopik
Suncor Inc.
Box 4001
Fort McMurray, Alberta
T9H 3E3

Chapter
Presidents

Wm. E. Welch (416) 592-4317
Ontario Hydro
700 University Ave. U8A 4
Toronto, Ontario
M5G 1X6

Robt. J. Fessenden (403) 438-0555
Alberta Research Council
6th Floor, Terrace Plaza
4445 Calgary Trail S.
Edmonton, Alberta
T6H 5R7

THE CHALLENGE IN RECLAMATION

by

D.R. Murray

Resources and Environment Section

Crop Production Division

Regional Development Branch

Agriculture Canada, Ottawa, K1A 0C5

ABSTRACT

The term "Reclamation" is often associated with land disturbance caused by mining, pits and quarries, hydro and highway rights-of-way and major construction projects. The reclamation objective is primarily to stabilize the material surface for the establishment of a vegetation cover. Agricultural soil are disturbed by tillage on a regular basis and soil structure frequently becomes damaged in the process, leading to erosion of the soil. The degradation of agricultural soils has increased to the extent that many now need to be reclaimed. There are a number of similarities between mining and agriculture in plant establishment and stabilization of surface material. Site-specific land disturbances have been studied extensively and efforts have been directed towards developing short-term solutions. The trend in reclamation has been away from agriculture. Funding in agriculture is a constraint to sustained efforts in reclamation and conservation. Reclamation came to industry from agriculture. It was improved a great deal by industry in specific areas. Now these improvements must be applied to agriculture in addressing the long-term challenges of soil husbandry.

RESUME

La mise en valeur est devenue synonyme de bouleversement des terres par les mines, les gravières et les carrières, les emprises de lignes de transmission et de routes et les grands projets de construction. Au contraire, la mise en valeur a pour objet essentiellement de stabiliser le matériel de surface pour permettre l'établissement d'un bon couvert végétal. Les sols agricoles sont régulièrement perturbés, ce qui entraîne souvent leur dégradation ou une perte de structure ou de sol comme tel par l'érosion. La dégradation ne cesse d'augmenter ces derniers temps tant il est vrai que de nombreux sols doivent maintenant être mis en valeur. Il existe un certain nombre de similitudes entre l'exploitation minière et l'agriculture lorsqu'il s'agit de résoudre les problèmes de l'établissement de végétaux et de la stabilisation des matériels de surface. Des perturbations stationnelles ont été étudiées en détail et les défis ont consisté à résoudre des problèmes à court terme en s'éloignant malheureusement des problèmes agricoles répétitifs. Or, le défi réside plutôt dans la solution à long terme de problèmes de mise en valeur et de conservation des sols agricoles moyennant des coûts engagés sur une base permanente. La mise en valeur est venue à l'industrie de l'agriculture, a été grandement améliorée dans certains domaines et doit maintenant être réappliquée à l'agriculture dans le relèvement des défis à long terme.

INTRODUCTION

Reclamation of mine wastes came from agriculture. It was improved a great deal by the mining industry in specific areas. Now these improvements need to be applied to agriculture in addressing the long-term challenges of soil husbandry. The Canadian Land Reclamation Association is in an excellent position to see this transfer of information take place.

A major restriction to this exchange to occur naturally has been in terminology. In fact there is very little difference when at the grass roots level. Following a brief review of terminology and a discussion of the problems within the mining and agricultural industries, the major similarities and differences will become clear. The techniques needed to bring the technology from mining to agriculture is the challenge of reclamation today

TERMINOLOGY

Terminology has been a never ending source of confusion. The term "Reclamation" has different meaning in mining, agriculture, pits and quarries, highways, and forestry. In addition, terms such as "renovation", "rehabilitation" and "restoration" have their own special place in describing activity that alter the condition and use of our land resource. In the U.S., and more recently in Canada, terms such as "conservation" and "degradation" have become more noticeable. A recent report entitled "Soil at Risk" puts into perspective the problems facing Canada's agricultural soils. The soil is deteriorating because of the change in cropping practices and land use pressures. In discussing this deterioration, one gets involved in the man-caused problems as well as those problems inherent in some soils that are not caused by man but do not lend themselves to intensive agricultural production.

For both mining, and agriculture however, the major problems and efforts are surprisingly similar. The difference is only from the point from which we begin. For the purpose of this presentation I will suggest the following terminology that encompasses all soil the problem issues.

FIRST - LIMITATIONS - Soils or mine wastes have natural or man caused limitations that restrict plant growth, crop production or access.

SECOND - DETERIORATION - When a particular characteristic is lost or material is lost from the soil such that it does not have the potential that it previously had, then it is deteriorating.

THIRD - PRESERVATION - The conservation or maintenance of soil characteristics is considered when a status quo situation is required. No destruction nor improvement will occur.

FOURTH - IMPROVEMENT - In many instances, it is desirable to change a limitation or a state of deterioration and this requires more inputs than maintaining the current status. What constitutes an improvement may vary a great deal depending on the initial condition and the desired result.

Reclamation is predominantly an improvement practice of land and soils that have deteriorated for one reason or another. Reclamation must stop further deterioration, improve the conditions and establish a system that preserves the desired characteristics, once obtained, thus removing the initial limitations of the soil resource.

The differences between agriculture and mining are the initial starting condition and the end goal. The mechanics are very similar in many respects but there are situations in each that could benefit from the experiences of each other. The terms are common and the work similar.

Mining industry problems

In 1975, an inventory of mine waste in Canada assessed 718 mine sites as to the area, type and vegetation cover of the associated waste material. It estimated that there were some 45,531 ha of land of which 16% (7292 ha), were vegetated to some degree. This constitutes approximately .005% of the land area of Canada. Although small and often located in remote areas, the limitations of these wastes are extreme and numerous. In the same inventory, three groups of waste are described, namely; overburden, rock and tailings.

Problems encountered in vegetation establishment include erosion control, structural stability, and chemical reactivity. Any reclamation activity must first address the waste chemical properties before it can address the physical problems encountered in seeding and surface stabilization. In most cases the growth medium is not a soil and the challenge is to develop a suitable medium to support growth.

The objectives of mine waste reclamation are predominantly the establishment of maintenance free ground cover to prevent erosion and its related water quality implications. The standards for the various areas are set by regulation and permit requirements. The management of the waste is therefore a critical part of industrial activity. Cost

effectiveness is frequently within a short term time frame making specialized treatment necessary because of the time of year when the treatment must be done.

Keeping in mind that the main function of mining is mineral extraction, the management of wastes is not foremost in the eyes of the company but a waste disposal problem that is an expense drawing from mining revenues.

Agricultural Industry Problems

Agricultural soils in capability classes 1-4 are estimated from Statistics Canada Records '76 at 81,700,000 ha or 8.9% of the land area of Canada. Although the area is relatively large in comparison to mining waste area it does not have the extreme conditions experienced in mining. Most of this land is currently supporting a cropping system for agricultural production. Agriculture has described its soil material in a number of ways but has four main types based predominantly on texture. They are sands, loams, clays and organic soils.

Problems experienced by agriculture are similar in many respects to mining reclamation problems. Such problems as erosion, compaction, drainage and structural stability are highlighted by Dr. D. Coote in "An Assessment of the Degradation of Agriculture Lands in Canada" and by Senator Sparrow in "Soil at Risk". In some areas, soil problems such as acidity, salinity and inherent texture limitations have existed for a long time. These have presented restrictions to agriculture but the greater concern now is the slow deterioration of the better land to a point where it is exhibiting limitations and presenting problems not normally experienced by these areas. In agriculture the concentration is centred on the soil resource base. Soil management, cropping practice and cultivation practices have contributed to the damage and are the tools available to repair the situation and maintain the resource conditions to provide a sustainable agricultural resource base.

As agricultural desires are not always compatible with nature, other tools such as engineering structures, surface and soil amendments can be used to combat the loss of soil or the loss of its desirable characteristics. The selection of the desired reclamation or conservation techniques is complicated by the need for soil preparation, crop planting and harvesting. As a farmer wishes to take advantage of

the full growing season and new crop varieties, there is added pressure to have early access to the field. The production of a crop is more demanding and less flexible than the establishment of a maintenance free ground cover. Agriculture has the problem therefore of getting the proper mix of treatments to meet the needs of crop production yet minimize the damage to the soil resource base. In effect agriculture does reclamation each year.

Similarities and Differences

Reclamation by mining or by agriculture has a number of similarities and distinct differences that keep the activities interesting in their own domain. Beyond the soil characteristics already discussed, there are other influencing forces. For the mining industry, mineral extraction is of primary interest. The handling of waste is a liability and the environmental impact is closely monitored. In order to conduct its business they must satisfy the reclamation requirements quickly. Lowest cost is a challenge but there is a relatively high value product from mining that is used to offset the costs. In many cases the output must meet visual public scrutiny where in others there is no public contact with the waste area. The industry in its mining process has the potential and equipment to do extensive soil manipulation and landscape development that can add problems or yield a more acceptable outcome.

Within the agricultural industry, it is difficult to recognize the problems because of the small degree of annual change. On a national scale it can be seen but the individual farmer may not be able to see a change. The objective of farming is sustainable profitable production of crops on a specific soil resource base and climate region. Major alterations to the soil are not possible by individual farmers because of their resource base and product value. They also work the land in their planned cropping practice each year for their production needs. A maintenance free cover is not enough. Soil preparation, crop inputs and yields all must equate to an economic return that does not depend on another commodity such as mining.

Despite the similarities and differences there is a lot to be gained by the association of mining and agriculture with regards to reclamation. For Mining wastes, the work is normally once on a specific waste while in agriculture, work is conducted annually on the same

material. Mining has the challenge of extreme conditions while agriculture has the challenge of maintaining the optimum conditions it has enjoyed in the past.

RECOMMENDATIONS

Help for the farming and mining communities has come in many forms. Agriculture colleges and farm extension offices have been resources available to all who inquire. The Ontario Cover Crop Committee established in Guelph for pasture renovation expanded to include highways, powerlines, pits and quarries.

There is also the Ontario Soil and Crop Improvement Association and the Soil Conservation Society of America with Provincial Chapters that have approached different aspects of the subject. The Conservation Authorities in Southern Ontario, Manitoba and British Columbia have added their contribution to the stability of our land resource base.

The contacts and information gained through these groups led to the formation of the CLRA. The CLRA can be a very useful group in addressing reclamation from all sectors. In the past it has shifted towards mining and the short term mechanics of reclamation of sites that have been highly degraded. The real challenge is in the reclamation of our agricultural land base on an annual basis such that agricultural crop production can continue to operate on a viable economic basis without sacrificing the resource base or the productivity.

The techniques developed by mining should be examined in more detail for their suitability on the less damaged agricultural soil such that they could be used at a practical level and be incorporated into a cropping practices. The techniques developed by agriculture should continue to be used to assist the mining industry in recognizing long term resource values.

Accept the challenge now to work together or we may need to reclaim a lot more than just mine waste.

BIBLIOGRAPHY

- Coote, D.R., J. Dumanski, & J.F. Ramsey: An assessment of the degradation of agriculture lands in Canada; Land Resource Research Institute, Contribution #118 Research Branch, Agriculture Canada. 1982.
- Dyer, J.: Sustainability in the Canadian agri-food system; Canadian Farm Economics Vol. 17 #3; Agriculture Canada; 1982.

Murray, D.R.: Pit Slope Manual, Supplement 10-1- Reclamation by Vegetation: Vol. 1 and Vol. 2; CANMET (Canada Centre for Mineral and Engery Technology), CANMET REPORT 77-31; Dec. 1977.

Sparrow, Hon. H.O.: Soil at Risk; Standing Senate Committee on Agriculture, Fisheries and Forestry, Committees and Private Legislation Branch, The Senate of Canada; 1984.

IMPROVED RECLAMATION OF REACTIVE TAILINGS

R.S. Siwik, K.G. Wheeland
Noranda Research Centre
240 Hymus Blvd., Pointe Claire, Quebec H9R 1G5

For presentation at the
10th Annual Meeting
Canadian Land Reclamation Association
Quebec City
18-21 August 1985

APPROCHE AMELIOREE DE REVEGETATION DES RESIDUS ACIDES

R.S. Siwik et K.G. Wheeland,
Centre de Recherche Noranda,
240, boulevard Hymus,
Pointe-Claire, P. Q.,
H9R 1G5

La revégétation des résidus acides constitue un défi de taille pour les compagnies minières et nécessite beaucoup de recherches et de mises au point techniques. L'assèchement des résidus, la neutralisation de l'acidité libérée, l'établissement et le maintien d'une végétation adéquate, constituent autant de problèmes qui doivent être résolus. Une approche de recherche intégrée entre les diverses compagnies est suggérée afin de minimiser le dédoublement des travaux et de favoriser le transfert d'informations.

IMPROVED RECLAMATION OF REACTIVE TAILINGS

R.S. Siwik, K.G. Wheeland
Noranda Research Centre
240 Hymus Blvd., Pointe Claire, Quebec H9R 1G5

1. ABSTRACT

Reclamation of acid generating tailings presents many challenges for mining companies, and opportunities for research and development. These include dewatering, reduction of acid generation and long-term viability of vegetation. An inter-company approach is suggested to minimize duplication of effort and promote exchange of information.

2. INTRODUCTION

Noranda's first attempt at revegetation⁽¹⁾ was on the Gaspé tailings dam in 1959. Noranda, as with the CLRA, celebrates its ten years of systematic effort in a reclamation program which started in 1975 with a research contract⁽²⁾ between Noranda (Horne Division) and the University of Guelph. Effort in the past decade focused on establishing a vegetative cover for reactive tailings as the method of closure for final abandonment. This technique alone has not provided a walk away situation.

In 1983, several members of the metal mining industry approached CANMET about the prospect of a co-operative program to solve problems associated with the closure of reactive tailings sites.

Subsequently, a report⁽³⁾ was prepared that evaluated the issues and proposed the research required to provide practical closure procedures for sulphide tailings sites. This report, and further inputs resulting from five industry/provincial meetings, was the basis for the development of the Reactive Tailings Program (RATS) whose objective is "to produce an inventory of practical techniques which will enable the impact of acid-generating tailings to be sufficiently reduced so as to allow their ultimate abandonment without the need for ongoing treatment or maintenance"⁽⁴⁾.

This paper discusses the RATS program in general and describes one multi-year tailings evaluation program which Noranda is co-sponsoring and conducting.

3. REACTIVE TAILINGS PROGRAM

The RATS program will be a five-year program jointly funded by industry and the federal government. The following description of the recommended research program is taken from the Executive Summary of Reference 3.

3.1 Recommended Research and Development Program

It is recommended that the following research and development programs be initiated in order to further develop technology for the long term management of acid generating tailings.

Technology Transfer

A series of reports should be prepared, describing current knowledge and providing guidance to mining companies and others. Topics would include relatively well-established technologies. There should be a provision for updating these reports periodically. It is recommended that manuals be developed initially for:

- the revegetation of acid generating tailings;
- the design and operation of tailings disposal system; and
- the control of tailings disposal area effluents.

Prediction Techniques

There is a need for better methods to predict the chemical and physical behavior of tailings (acid generation, consolidation..), based on sample parameters and/or experimental evaluations. Longer-term, it would be desirable to improve water movement models and develop chemical/physical transformation models (with the ultimate goal of integration of the models). It is recommended that the programs be carried out to:

- Evaluate experimental techniques and recommend further research to develop methods to predict the degree of acid formation that can be expected due to sulphide mining and tailings disposal operations.
- Assess the practicability of using the physical/chemical properties of ore and tailings to

predict changes with time (acid generation, leaching, conglomeration, dewatering...).

Tailings Disposal Systems

Better techniques are required for dewatering tailings, both to permit access for placing coverage and to minimize the period of consolidation (continuous weeping of contaminated water). Long-term structural stability as well as surface and subsurface hydrological factors (seasonal variations, dispersion patterns, flushing, maximum storms..) need to be better understood. The merits of tailings component segregation (e.g. whether the formation of hardpan is beneficial or detrimental). It is recommended that programs be carried out to:

- estimate the costs for current and prospective tailings disposal methods;
- monitor the physical and chemical properties of field scale tailings deposits (i.e. bacterial populations, oxygen levels, seepage, water quality, water content, particulate characteristics, conglomeration tendencies, etc.) for different tailings systems such as:
 - low acid generating, unvegetated;
 - low acid generating, revegetated;
 - high acid generating, unvegetated;
 - high acid generating, revegetated.

- evaluate the merit of alternative cover techniques during operation and post-operation;
- evaluate the merits of tailings disposal system designs and operating techniques (pyrrhotite segregation, deposition methods..) with regard to such factors as tailings dewatering, tailings chemical and dam physical stability, ease of rehabilitation, water control.

Effluent Control

The monitoring, interception and treatment of waters from tailings disposal areas requires continuing attention, as regards to reliability and costs. Improved techniques for reducing the quantity and/or contamination of water (including control of chemical and bacterial oxidation) need to be developed and demonstrated. In-place passive techniques (injection of bactericide or neutralization agent) for both the short and long term treatment of sulphide tailings required consideration. It is recommended that programs be carried out to:

- develop and demonstrate (laboratory and field scale) methods to decrease the generation of acid (SLS and other bactericides, oxygen and water cutoff techniques, in site neutralization, simpler and more economic methods for the neutralization and clarification of effluents).

Revegetation

The specific benefits and effects of revegetation need to be quantified. In addition, continued research is required as regards to "soil" preparation, species selection, and long term self perpetuation of vegetation. It is recommended that programs be developed to:

- demonstrate the establishment of long-term maintenance free vegetation;
- improve techniques for "soil" characterization, development of resistant plant species (i.e. cold, drought, acid), and techniques that minimize the requirements for borrow materials (clay, soil) and fertilizer.

3.2 Subsequent Discussions with Provincial Government Agencies

E. Joe of CANMET and A. Bell of Monenco subsequently held meetings with provincial and industry representatives in B.C., Manitoba, Ontario, Quebec and New Brunswick to ensure that their inputs and concerns were included in the proposed program. In general, the above research targets were confirmed, and a number of specific projects were identified and have been included in the RATS program plan⁽⁴⁾.

4. WAITE AMULET STUDY (NORANDA INC.)

A number of studies have been proposed within the context of the RATS program by Inco, Falconbridge, Brunswick Mining, Cominco and Noranda. The latter study is described below.

4.1 Objectives

The field investigation of the abandoned reactive Waite Amulet tailings disposal area near Noranda, Québec will develop a better understanding of the hydrogeochemical processes and changes which occur in an acid-generating tailings area. Understanding these processes will lead to the development of improved long-term tailings management practices. Specifically, the objectives of the detailed hydrogeochemical investigations of the Waite Amulet tailings are:

- measure the hydrogeology of the tailings area and establish local geology, hydrology and surface and ground water regimes;
- measure geochemistry of the tailings area with piezometer nests along the major groundwater flow paths within the tailings and surrounding aquifer for establishing possible contaminant plumes;
- measure quality and quantity of surface water entering and leaving the tailings area;

- obtain core samples from the tailings area and analyze for physical and chemical properties (moisture content, grain size, mineralogy, etc.) at different depths;
- collect meteorological data and obtain an area water balance;
- assess the effect of vegetation on water quality and quantity and evaluate long-term vegetation viability;
- monitor aerobic and anaerobic bacterial communities to assess zones of oxidization.

4.2 Project Justification

Assessment of closure strategies for long-term tailings management are required to minimize costs and associated problems.

A joint program to study the hydrogeochemical processes at the partially revegetated Waite Amulet tailings will quantify the benefits of a vegetative cover and its viability.

4.3 Scope

1985 Program

Preliminary reconnaissance will evaluate surface water levels and collection of near surface water and soil samples to provide a hydrogeologic setting and extent of tailings deposition.

Location of surface runoff monitors and preliminary boreholes will be established during this phase. Applicability of geophysical techniques prior to drilling are under investigation.

Preliminary drilling program will commence with on-tailings and off-tailings boreholes for core sampling and piezometer installations. Analysis of core samples will provide hydraulic conductivity, porosity grain size, oxidized-unoxidized zones, bacterial counts. etc.

1986 Program

Flow recorders and meteorological equipment will be installed to provide surface hydrology and information on precipitation, evaporation, wind direction and wind speed.

Complete drilling program based on findings of the 1985 drilling program. More boreholes will be required to properly delineate interstitial tailings water and ground water.

Data acquisition program will commence with collection of water samples from surface runoff stations, boreholes and stand pipes. Surface runoff flow rates water table elevations and pore water pressures will be recorded along with climatological data.

1987-1989 Program

Data acquisition program will continue for the 3 years to assess water quality and quantity of surface and groundwater flows in an

attempt to provide a water and metal balance for the tailings area. The benefits of a vegetative cover and its viability will be clarified. An understanding of the factors affecting water quality and flow in on and around the tailings dam will be elucidated.

5. RECAP

Despite progress that has been made in the last decade or so, there are still significant concerns and difficulties associated with the long term management of acid generating sulphide tailings.

The co-operative program which has been developed by the mining companies and CANMET should result in improved methods for operating and abandonment of acid generating tailings disposal areas in a predictable, affordable, timely and environmentally acceptable manner.

REFERENCES

1. Coleman, R.L.. Tailings disposal practice in the Noranda Group of Companies, Noranda Inc., Toronto, May 1983.
2. Watkin, E.M., and Winch, J.E.. Reclamation of mine and industrial wastes, University of Guelph, report to Noranda Mines (Horne Division), December 1979.
3. Monenco Ltd., Cominco Ltd., Inco Ltd., Noranda Inc.. Sulphide tailings management study, Report to CANMET, July 1984.
4. Monenco Ltd., Reactive acid tailings program. Program design report, submitted to CANMET DSS Contract No.03SQ.23440-4-9319, 31 May 1985.

SOME TECHNICAL ASPECTS OF THE RECLAMATION OF LANDSLIDE SITES IN THE PROVINCE OF QUEBEC

Chagnon, J.Y. & Locat, J.,

Groupe de recherche en géologie de l'ingénieur,

Department of Geology, LAVAL University, Quebec, Que., G1K7P4.

Abstract

The reclamation of sites affected by landslides in the province of Quebec is not systematic and is not the result of an established policy. Only a few sites in urban areas have been reclaimed or restored in the past. Exceptionnally, a few sites in unpopulated or rural areas have been reclaimed, either because of an immediate impact on the local infrastructure or because of the large size of the landslide.

The reclamation of a landslide site is not uniform but varies from one area to the other according to the technical problems encountered. The technical aspects are: nature and properties of the soils, type of slope failure, hydrogeologic conditions, type of corrective measures vs. safety factor required, future use of the site. Cost is always a dominant consideration. A few examples are provided (Yamaska, St.Jean-Vianney, St-Urbain, St.Fabien).

RESUME : Article soumis dans le cadre du 10 ième congrès annuel -
Association canadienne de réhabilitation des sites dégradés.

TITRE : Quelques aspects techniques de la réhabilitation de sites de
glissement de terrain dans la province de Québec.

La récupération de sites de glissements de terrain au Québec n'est pas systématique et ne résulte pas d'une politique établie. Seuls les sites en milieu urbain font l'objet de mesures en ce sens. En milieu à faible densité de population ou en milieu rural les sites de glissements ne sont récupérés qu'exceptionnellement, soit à cause d'un impact immédiat sur des infrastructures locales ou à cause de l'ampleur du phénomène.

La réhabilitation d'un site de glissement de terrain n'est pas uniforme et ses modalités varient d'un endroit à l'autre en fonction des problèmes techniques rencontrés. Les aspects techniques sont: nature et état des sols, mode de rupture des pentes, conditions d'écoulement de l'eau souterraine, mode de correction vs. stabilité recherchée, usage futur du site. Quelques exemples seront présentés et discutés (Nicolet, Yamaska, Métis, St-Fabien).

Soumis par : Jean Y. Chagnon, professeur,
département de géologie,
Université Laval.

INTRODUCTION

The number and frequency of landslides of all types is very high in the province of Quebec. Chagnon (1968) has found evidence of 686 landslides in sensitive clays from an inventory based mainly on air photo interpretation. This represents the minimum number of sensitive clay slides which have occurred since the deposition of the sensitive clays at the end of the last glaciation. Most of these landslides are probably recent because the scars are rapidly obliterated. The authors also estimate that approximately 3000 landslides of the "slump" type occur annually along the banks of the numerous rivers as a result of erosion. These landslides are generally limited in size and present a lesser problem than the less abundant but larger sensitive clay slides. Locat et al. (1984) have evaluated the erosion activity in the hydrographic basin of the Chacoura river, north of Louiseville. 354 landslides of various types and sizes have been observed to occur on the banks of the Chacoura river and its tributaries in an area 12 km long by 4 km wide between 1948 and 1979.

Most of these landslides occur in the southern part of the province, that is in the St. Lawrence Lowlands, underlain by the Champlain Sea clays. This is also where about 85 % of the population of the province is concentrated. Therefore, very often, landslides affect the activities of man (they often result from them) and present planning and land-use problems. In a few isolated cases, landslides are responsible for losses of life and extensive property damages. These usually

require some form of intervention , after the event, in order to restore the affected area to a stable condition and possibly to make it again suitable for use.

POLICY ON LANDSLIDE SITE RECLAMATION

Now, as in the past, there is no official policy regarding landslide site reclamation. No authority, either at the municipal or the provincial level, has ever been designated officially as being responsible for restoring landslide sites. From 1971 (after the huge St. Jean-Vianney sensitive clay landslide) until about 1983 there was an attempt on the part of the provincial government at defining and applying a policy of intervention in landslide affected areas but it did not extend to reclamation. The state of affairs is now much as it was prior to 1971.

However, many sites have actually been reclaimed and restored, so that it can be rightly considered that there is a de facto policy, if not an official one. In order to establish the nature of this unofficial policy a large number of cases which have occurred since the beginning of the century would have to be analyzed. This would indicate which practices have been used. A summary examination of a few recent cases shows that:

- From 1900 to 1971 only those who were directly concerned by the effects of the landslides dealt with site restoration. In most cases only the private owner of the site affected was involved in restoring it. Very often little was done and nature was left to follow its course. When collective properties were affected,

either at the municipal or provincial government level, when public lands, parks, roads, bridges, etc... were damaged, then intervention was limited to the repair of the damages by each body concerned. In some cases many ministries were involved but on a separate basis, each taking care of its own interest.

Thus, after the Nicolet landslide in 1955 which occurred in the central part of the municipality and destroyed a few houses, a provincial road and municipal streets along with water and sewer lines, the private owners of the houses had to take care of themselves and privately attempt to salvage whatever they could, the municipal services repaired the streets, water and sewer lines and the provincial ministry of transportation repaired its road. The affected site was later turned into a public park under the responsibility of the city which inherited the then valueless land. The original owners relocated themselves elsewhere in the city.

- Beginning in 1971, the provincial government was more directly involved in remedial and corrective actions on landslide-prone areas and landslide sites. At a few sites some aspects of the interventions were directly linked to restoration of the land to a safe state. The practice as established at these sites consisted of:
 - Neutralizing the land, that is evacuating everyone within the affected area and a surrounding "danger" zone and, afterwards, stabilizing the site with a minimum of works and at the lowest cost. The reason for this mode of intervention is usually that the land is of little value and that the area is

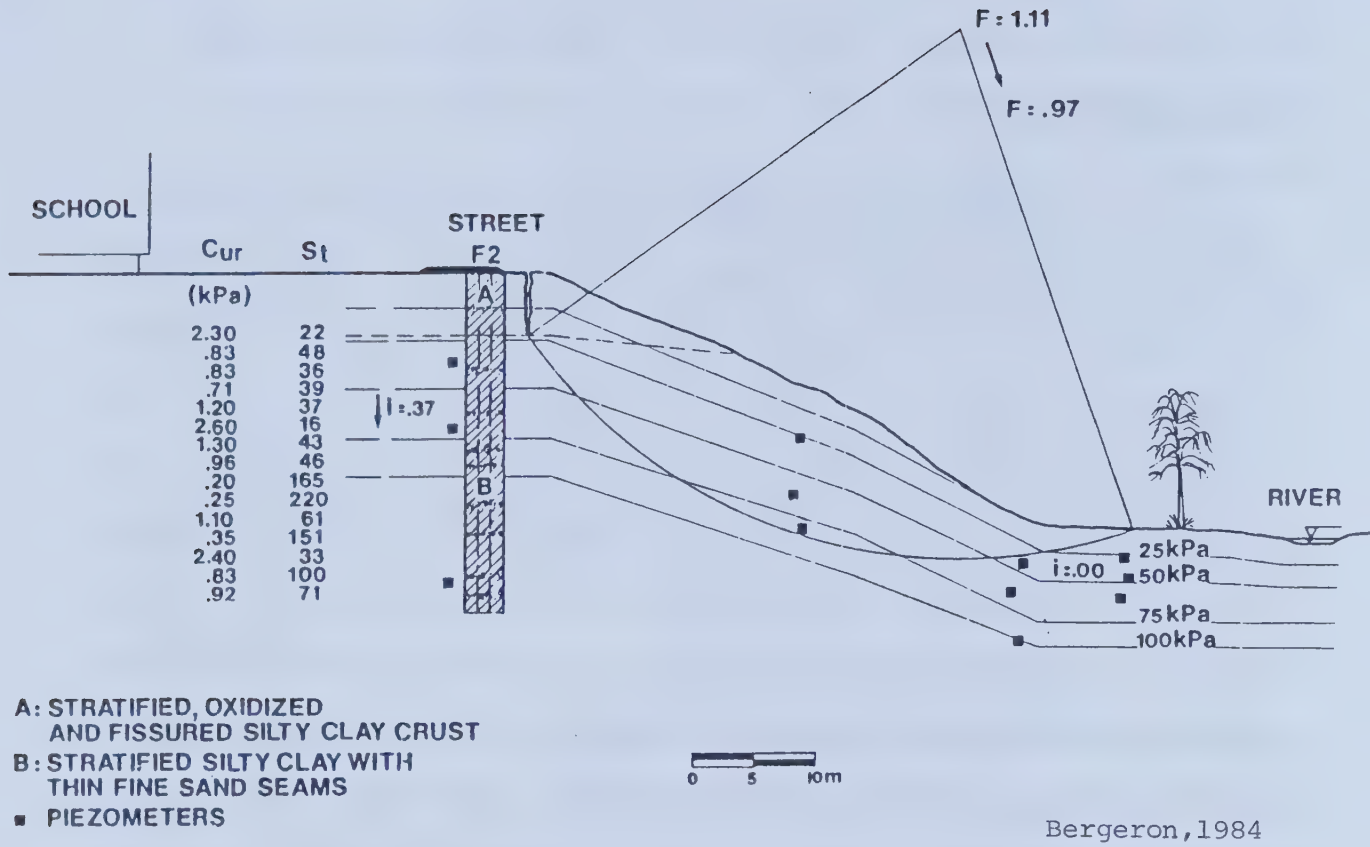
sparsely populated. St. Jean-Vianney is an extreme case of this type of intervention. There, everyone living within a radius of two kilometers of the center of the slide area was removed and relocated, the slopes of the scarps were flattened and the erosion problems were corrected. The site was otherwise left as it was after the landslide. It should be noted that the evacuation was more or less imposed on the government by the local population. Out of panic, some 70 families decided on their own to leave the site the day after the landslide and they requested government assistance, which was granted. The municipal authorities then realized that the city was not financially viable after the departure of about one-third of its population and they asked that the whole city be considered for relocation. This was also granted and in all some 200 families were moved to another site. The total cost of this operation was close to \$17,000,000 (1972 dollars).

- Stabilizing the site and, if necessary, relocating those structures for which the risk of damage is the highest. The reason for this type of intervention is usually that the site affected is not in a densely populated area and the site must be made secure but does not have to be reclaimed. The corrective works are necessary in order to prevent any extension of the slide zone. Two such instances are the Hull (1971) and St. Urbain (1973) landslides.
- Restoring the land to its former condition after taking measures to stabilize the landslide zone. The reason for this type of intervention is that major

structures or lifelines (roads, highways, railroads, water and sewer systems, power lines, etc...) are severed and cannot be rerouted elsewhere. Such action was taken at Yamaska (1974), St. Fabien (1976), Louiseville (1975) and Maskinonge (1975) to name a few cases.

SITE INVESTIGATIONS

Before deciding upon any of these modes of intervention, it is necessary to obtain geotechnical information through a complete site investigation involving the determination of the mechanical properties of the soils in-situ, the taking of soil samples for laboratory analysis, the measurement and observation of the groundwater conditions and the analytical evaluation of the stability of the slopes of the site. Figure 1 shows an example of the technical information required and the mode of representation used. Such an investigation is usually lengthy and always expensive; the duration may be from two weeks to two months and the cost may vary from \$10,000 to \$ 50,000 depending on the complexity of the case. Therefore it is the first obstacle to be dealt with at this early stage of the intervention process. Very often the decision is taken right then to leave the site as it is and remove any endangered structure if not too large. If the value of the land, the value of the structures and the value of the social benefits justify it the site investigation is completed. Most of the cases are normally dealt with on a cost-benefit basis of some sort, often informal but usually formal.



Bergeron, 1984

FIGURE 1 - TYPICAL RESULTS OF A SITE INVESTIGATION

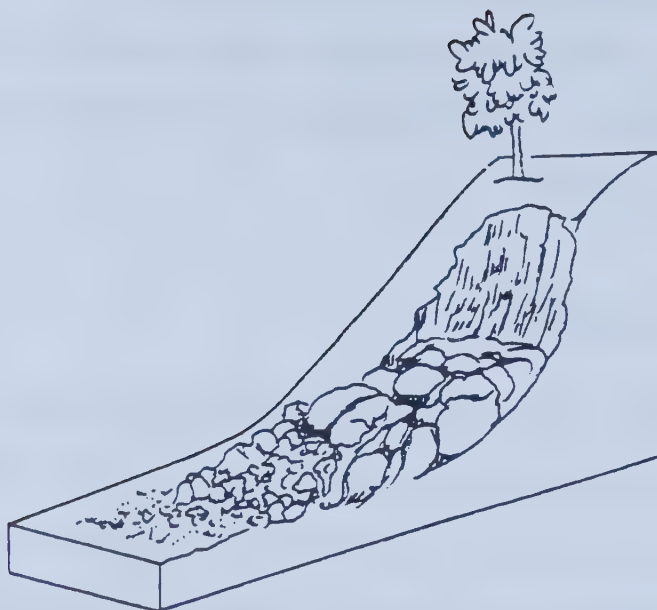
The site investigation will be completed by a stability analysis of the slopes at the site. This will also allow a fairly accurate determination of the causes of the landslides. With this information it is then possible to consider various corrective measures.

RESTORATION OF THE SITE

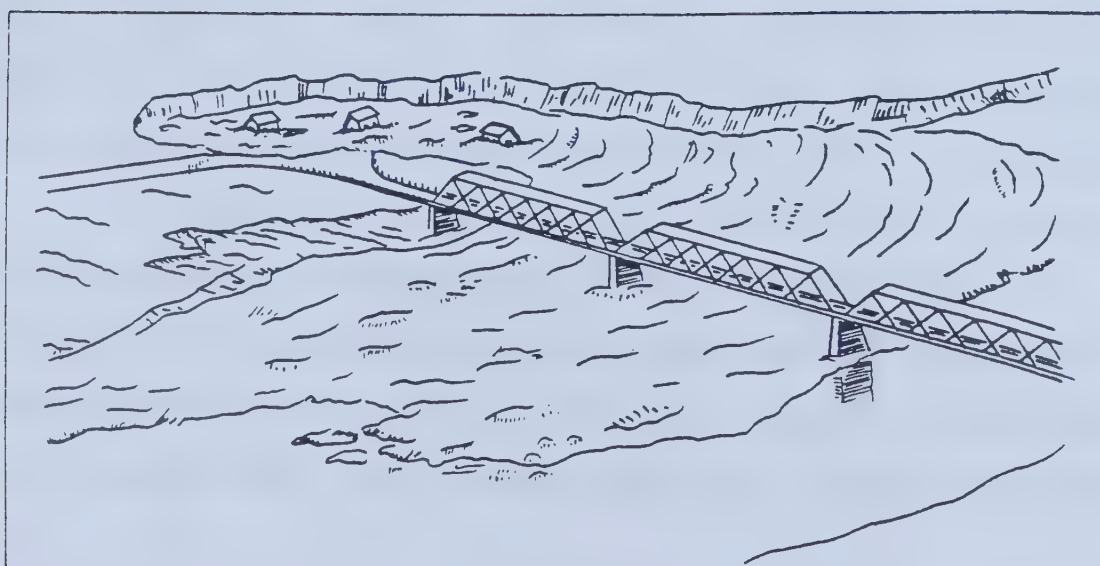
The corrective measures are decided upon on the basis of their effect on the safety factor of the slopes. Cost is, of course, always a major consideration. Once the slopes are secure the site has to be made suitable for its intended use. In the simplest of cases the slide scar is flattened and the whole area is turned into a park. In more complex cases the site is put back to its previous use which may necessitate extensive corrective measures to attain an acceptable safety factor.

Most of the landslides which have been followed by restoration works have been of the "slump" type, in which one or two slices fail along a more or less circular plane (Fig. 2a). These landslides are limited in size and they show no retrogression of the backscarp. Some examples of such landslides are those which occurred at Yamaska (1974), Maskinonge (1975) and Louiseville (1975).

At those three localities the landslides severed a provincial or municipal road, disturbed municipal facilities and endangered a small number of houses. A geotechnical investigation of the sites was completed and a solution similar to that shown in figure 4 was adopted in each instance. This correction procedure



A) SLUMP



B) SENSITIVE CLAY SLIDE

FIGURE 2 - COMMON LANDSLIDE TYPES

does not disturb the remoulded material, yet it allows almost complete recovery of the site with a good safety factor against further failure. The key to this is the emplacement of a buttress at the bottom of the slope, a fairly standard solution but one which was used for the first time in soft clays at Yamaska (Figs. 3 - 4). In order to be effective in soft clays the buttress has to be anchored below the failure plane in unremoulded material. The work is carried out in the wintertime when the soil is frozen and the site is protected by the ice from invasion by the river.

Sensitive clay slides (Fig. 2b) are more difficult to deal with. They show the following characteristics:

- The area affected is generally large and the volume of material removed may be enormous (i.e. 6.9 million cubic meters from an area of approximately 268 000 square meters at St.Jean-Vianney - Tavenas et al. 1971).
- The slide bowl may extend suddenly and rapidly. A relatively minor slide may be followed at a later date by a major one from the retrogression of the backscarp.
- The remoulded material, and often also the intact unremoulded clay, are very soft. This prevents the use of heavy machinery or of any equipment which generates vibrations within the limits of the slide area.
- Removal or disturbance of the remoulded material may lead to further failures and to an extension of the slide area.

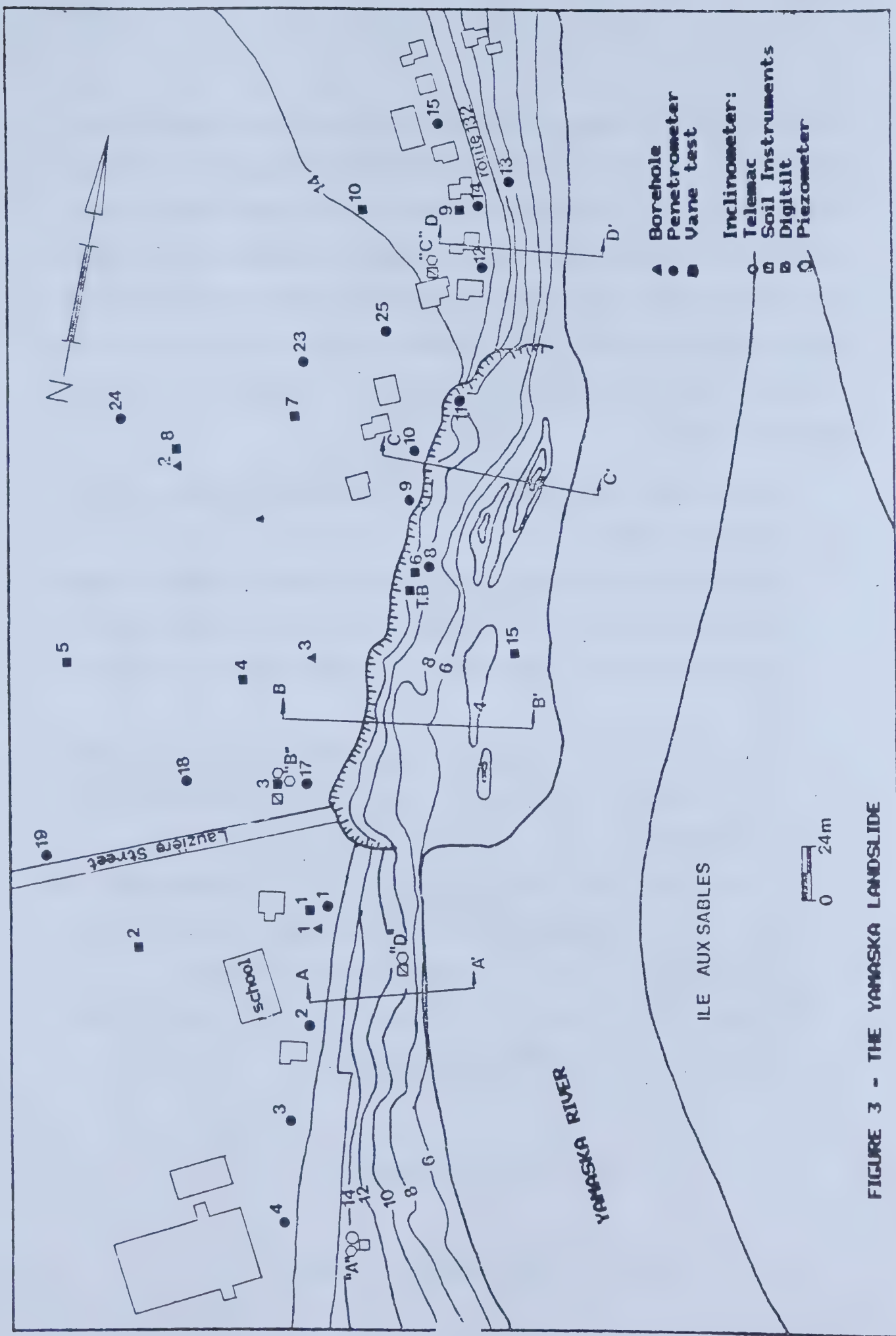


FIGURE 3 - THE YAMASKA LANDSLIDE

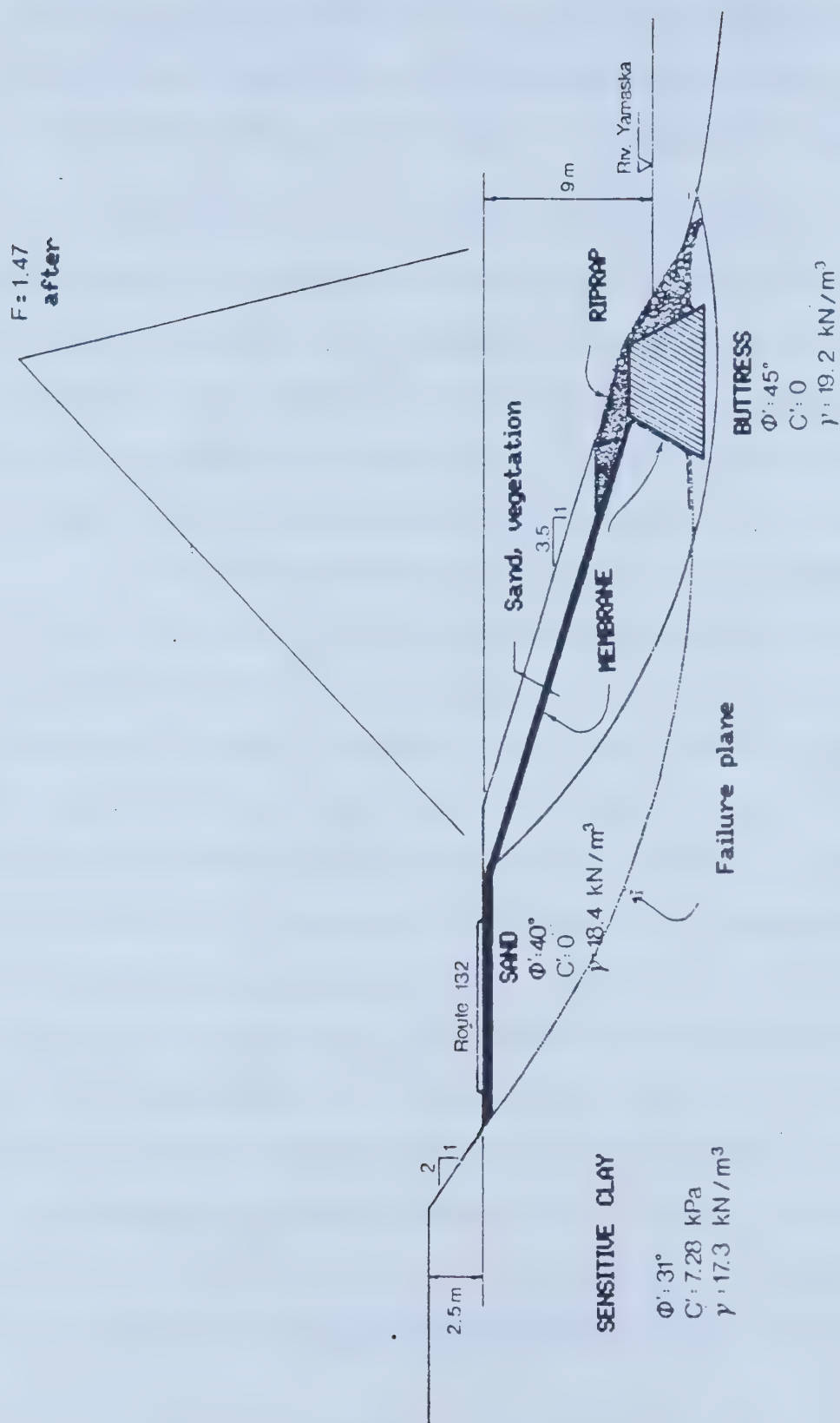
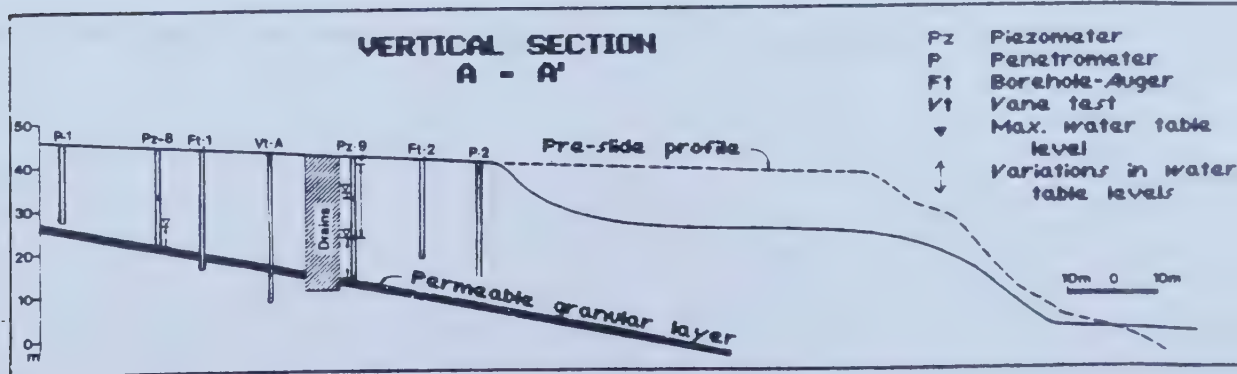
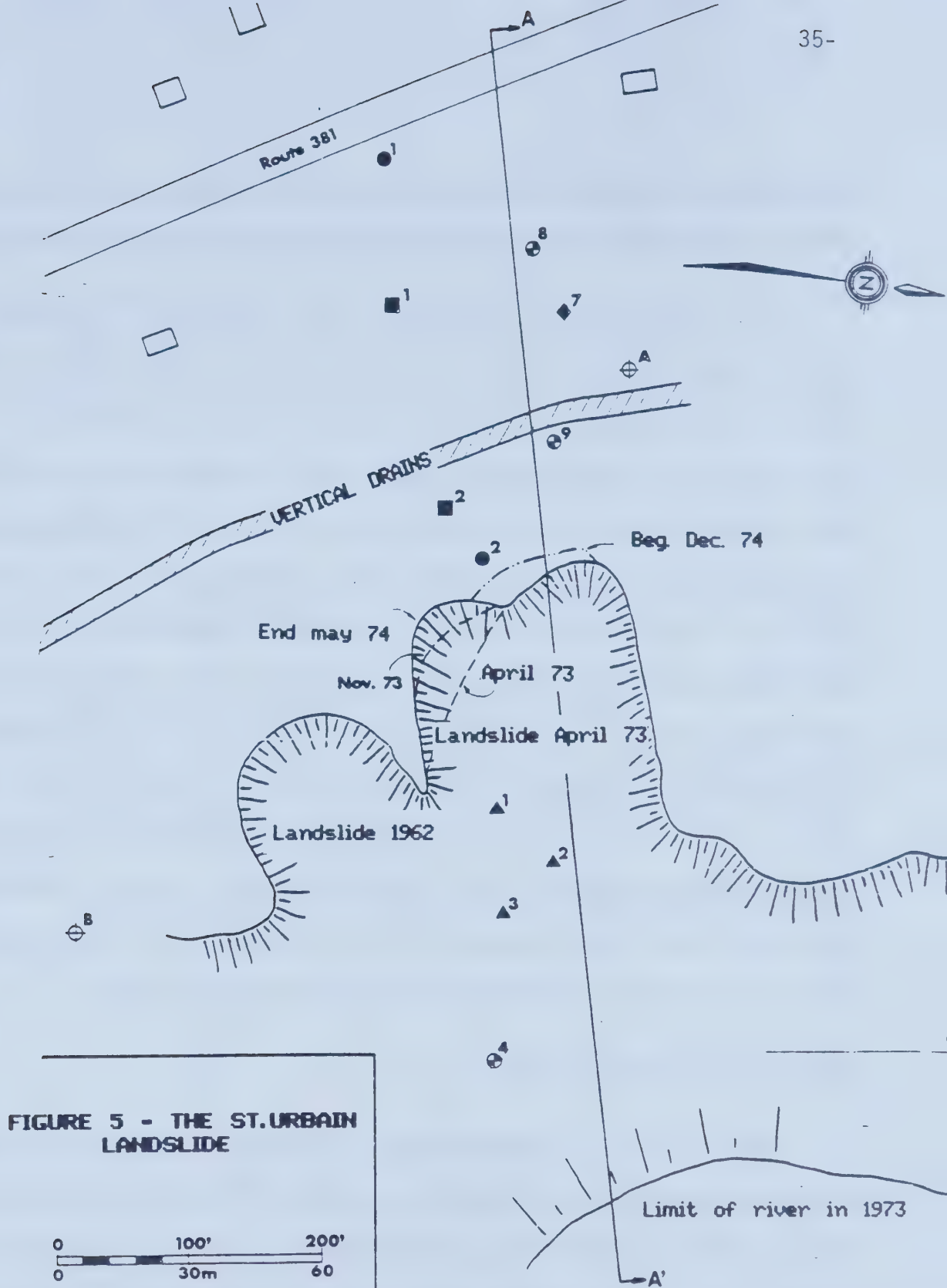


FIGURE 4 - CORRECTIVE MEASURES AT YAMASKA

- The cause of the instability is not easily determined and corrected. It may be related to the properties of the clay itself, to the geometry of the slopes, to the groundwater conditions and to geochemical factors.

Because of these characteristics intervention in such cases is limited. The main object is usually to prevent further movement of the scarp, especially if structures are located close to the slide area. The landslide site itself is left as is, except maybe for a flattening of the slopes. The site is not reclaimed or restored. As stated earlier the St.Jean-Vianney landslide is an extreme case, where the site was abandoned after a minimum amount of protective work was done to control river erosion and prevent further slope failures.

More typical is the St.Urbain landslide which occurred in 1973. This landslide affected only the upper part of a bank of Du Goufre river. All the material was liquefied and flowed out of the slide area leaving an empty depression bounded by high (15 m) and steep (nearly vertical) walls. No intervention was possible within the slide itself and flattening the slopes would have been dangerous. The presence of houses and of a provincial road directly behind the slide scarp made it necessary to prevent any retrogression of the scarps. A geotechnical investigation indicated that high pore water pressures in more permeable silty layers within the clay were responsible for the instability. The worst conditions occurred in the spring when the groundwater was fed by the runoff from the melting snow. The solution adopted in this case was to drive vertical drains from the surface through the permeable layers in order to keep the pore water pressures at atmospheric conditions by draining the water up towards



the surface. A double row of drains was located between the scarp and the houses (Fig. 5). Ten years later there has been no additional movement of the scarp.

If it is absolutely necessary to restore the site after a landslide, cost being no objection, then a technical solution is arrived at and implemented after a detailed investigation. A landslide in sensitive clay at St.Fabien, in 1976, destroyed a long segment of the railway and of a major provincial highway. No alternate route could be used, because of the presence of steep hills on one side of the landslide and water saturated swampy material on the other. The railway system was disturbed and a large part of the Gaspé area was deprived of rail services as long as the railway was not repaired. The restoration of the site was imperative and had to be achieved as soon as possible. A complex geotechnical investigation was launched in order to identify the site conditions and the cause(s) of the landslide. The corrective measures consisted of grading the area, reestablishing the highway and railway embankments, a minor flattening the slopes and, finally the emplacement of vertical drains to relieve high pore water pressures in the ground. Needless to say, the cost was very high.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

Even if there is no established policy regarding landslide site reclamation many such sites have been reclaimed or restored. The few examples given show that an almost standard form of solution can be used for landslides of the "slump" type in clays. The cost of such corrective measures has of course to be justified by the impact of the landslide on the human activities and the value of

the damaged or endangered properties. Sensitive clay slides or flows, because of various factors, are more difficult to deal with. Few such sites have been reclaimed or restored and this was accomplished only when there was no other alternative. Fortunately most of these slides occur in sparsely populated area and vacating the land with minor corrective works is the solution most often adopted.

BIBLIOGRAPHY

Bergeron, R., editor, 1984, Guidebook - Tour No.1, IVth International Symposium on Landslides, Toronto.

Chagnon, Jean-Y., 1968, Les coulées d'argile dans la province de Québec, Le Naturaliste Canadien, vol. 95, no.6, pp. 1327-1343.

Locat, J., Demers, D., Lebuis, J. & Rissmann, P., 1984, Prédiction des glissements de terrain; Application aux argiles sensibles, Rivière Chacoura, Québec, Canada, IVth Int. Symposium on Landslides, Toronto, Procs., Vol. II, pp. 549-555.

Tavenas, F., Chagnon, J.Y. & La Rochelle, P., 1971, The Saint-Jean-Vianney landslide: Observations and Eyewitnesses accounts, Can. Geotech. Jour., Vol. 8, no. 3, pp. 463 - 478.

L'ENFOUISSEMENT SANITAIRE DANS LES SABLIERES ET LES
CARRIERES DE ROC

G.A. JACOBSON, Gunnar A. Jacobson et Associés
785, avenue Plymouth
Montréal, Québec
H4P 1B3

RESUME

Pour améliorer le problème de localisation de sites favorables à l'enfouissement sanitaire il est proposé d'utiliser des anciennes carrières et des sablières.

Il est question des conditions géologiques et des mesures à prendre pour sauvegarder la nappe aquifère contre la contamination.

Ces mesures sont les plus efficaces si la sablière est située sur un fond imperméable. Sur fond perméable ces mesures sont plus délicates.

Dans les carrières, il est possible, dans la plupart des cas d'imperméabiliser les parois du roc (selon le degré de perméabilité du roc).

Enfin, les méthodes de captage et de disposition du gaz de décomposition et des eaux de lixiviation seront énumérées et discutées.

SANITARY LANDFILL IN ROCK QUARRIES AND GRAVEL PITS

To solve the problem of finding suitable disposal sites for sanitary landfill it is proposed to utilize spent rock quarries and gravel pits.

The suitability of these sites is determined by the geological conditions - that is the necessity to safeguard the water table against contamination.

The necessary measures are presented for protection of the water table ranging from controlled excavation in impermeable strata to delicate waterproofing where the strata are highly permeable.

Rock quarry faces are generally made watertight without too much difficulty depending upon the degree of permeability of rock strata.

Finally, methods of collecting and disposal of combustible gases and odours and the leachates are presented and discussed.

1. INTRODUCTION

La gestion des déchets est un problème très ancien et à la fois très récent.

Dans l'Antiquité, Vitruve s'est déjà occupé et a écrit au sujet des déchets et des eaux usées. Le Moyen-Age est caractérisé par une négligence presque totale des assainissements et de la gestion salubre des déchets qui auront pour conséquence les épidémies dépouillant et décimant la population. Avec l'apparition de la révolution industrielle on commença à réaliser l'importance de la désinfection et de l'assainissement des eaux potables, mais la gestion des déchets a laissé beaucoup à désirer. Même dans un passé plus récent, malgré la connaissance des méthodes pour l'enfouissement sanitaire des déchets, les dépositoires en plein air étaient prévalants dans les villes et villages en Amérique du Nord, parfois accompagnés par l'incinération qui avait pour résultat la pollution générale de l'air et des eaux souterraines.

Au Québec, depuis le passage des lois sur la pollution de l'environnement au début des années 1970, des dépositoires en plein air ont été remplacés par l'enfouissement sanitaire et des systèmes modernes de gestion des déchets.

Mais un problème existe: trouver des terrains appropriés pour l'enfouissement sanitaire car la perte des terres arables est généralement peu supportable.

Une solution unique se présente sous la forme de l'utilisation de carrières de roc et de sablières qui ne sont plus utilisées, surtout à proximité de la provenance des déchets.

Malgré les problèmes de pollution des eaux souterraines et de l'air à qui elles sont adressées, l'utilisation des carrières et des sablières offre des possibilités pour une

gestion ordonnée des déchets qui peuvent être combinées avec des installations de recyclage et de récupération des matières utilisables et qui sont situées dans le voisinage. Tout en suivant les lois et règlements applicables, il faut arriver à un aménagement de dépôts dans les carrières et sablières qui éviteront la pollution, surtout des eaux souterraines et de l'air aux environs des enfouissements sanitaires.

2. CAS PREVALANTS

Quatre cas typiques sont étudiés dont trois sont retenus comme faisables au Québec.

Ces quatre cas sont:

- A. sablière sur fond imperméable
- B. sablière sur fond perméable
- C. carrière de roc imperméable
- D. carrière de roc perméable

La sablière sur fond imperméable est trouvée comme faisable pour un enfouissement sanitaire après imperméabilisation des parois jusqu'au fond du roc imperméable par des tranchées de boue ou des parois de béton plastique. Cependant les coûts sont élevés.

La sablière sur fond perméable n'est pas retenue comme faisable à cause des garanties insuffisantes pour une sécurité à long terme des membranes polymériques ou asphaltiques.

La carrière de roc imperméable est une solution idéale pour un enfouissement sanitaire car les dépenses pour l'imperméabilisation sont minimales. Cependant le cas d'une carrière dans un roc solide ou imperméable est rare.

Par contre, les carrières dans un roc perméable sont prévalantes au Québec. Ces carrières sont trouvées faisables pour un enfouissement sanitaire si les parois et le fond de

ces carrières sont imperméabilisés. Pour imperméabiliser les parois, un procédé de béton projeté sous pression est recommandé, et le fond de la carrière doit être imperméabilisé par l'injection de coulis de béton. Cette injection peut être effectuée par des trous arrangés en carré au fond de la carrière ou par un écran d'étanchéité effectué par des trous d'injection le long du périmètre de la carrière. Cette méthode offre une sécurité à long terme et peut être effectuée par des spécialistes québécois. Les coûts sont analysés et sont comparables aux coûts exigés pour une imperméabilisation par des membranes polymériques.

3. LES NUISANCES PRINCIPALES

A. Contamination de l'eau souterraine

Les eaux de lixiviation émanant de déchets domestiques constituent un mélange complexe de liquides qui peuvent être polluants pour des eaux de surface et des eaux souterraines. La composition des eaux de lixiviation dépend de la composition des déchets et aussi des processus biologiques, chimiques et physiques de l'enfouissement sanitaire. Si on parle de déchets dangereux, les eaux de lixiviation peuvent contenir des concentrations de métaux comme du plomb ou du mercure, des agents toxiques, des composés organiques et d'autres matériaux d'une nature dangereuse et polluante.

Si ces matières ont la possibilité de pénétrer les eaux souterraines, une pollution se produit. Le degré de cette pollution dépend de la quantité et de la composition des eaux de lixiviation et aussi de la capacité d'absorption du sol voisin. L'impact des eaux de lixiviation sur des eaux souterraines utilisées comme eau potable doit être contrôlée avec un degré de certitude plus élevé, comme dans le cas d'un réseau de distribution où l'eau potable est disponible.

B. Odeurs

Les odeurs émanant des déchets solides dans un enfouissement sanitaire peuvent être contrôlées par le recouvrement quotidien d'une mince couche de terre qui constitue un amoncellement journalier de cellules de déchets. De plus, une compaction adéquate servira à réduire les odeurs et à réduire la possibilité d'une combustion spontanée.

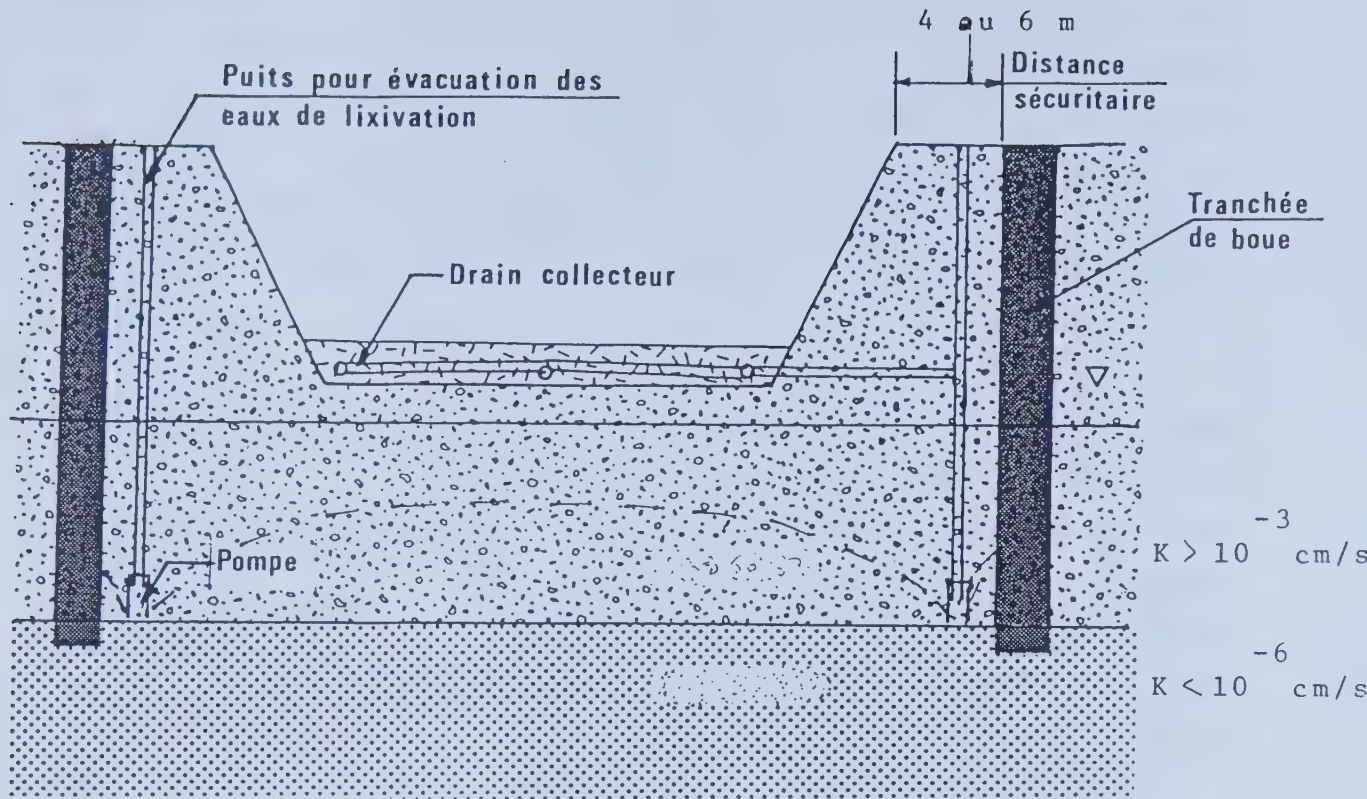
C. Gaz

Parmi les dangers et nuisances associés avec un aménagement d'un enfouissement sanitaire, il est aussi nécessaire de contrôler des gaz émanant des déchets solides pendant la décomposition. Ces gaz sont nocifs comme l'hydrogène sulfureux, ou explosifs comme le méthane, et le danger d'accumulation vers le sous-sol des bâtiments voisins existe. De plus, le gaz méthane émanant d'un enfouissement sanitaire va changer et endommager la végétation.

4. MESURES DE CONTROLE

Dans chaque cas on doit distinguer deux (2) possibilités. Dans le premier cas, la sablière ou carrière se trouve dans un milieu urbain desservi par un aqueduc et un réseau d'égouts. Dans ce cas la nappe aquifère n'est pas utilisée directement pour l'alimentation d'eau potable et une fuite des eaux de lixiviation ne rentre pas directement dans le réseau d'alimentation d'eau potable.

Dans le deuxième cas, la carrière ou sablière se trouve dans un milieu rural où la nappe aquifère est utilisée pour l'alimentation d'eau potable, et les conséquences d'une entrée des eaux de lixiviation dans la nappe aquifère sont maintenant beaucoup plus graves. Dans ce cas, les aménagements et les précautions contre une fuite des eaux de lixiviation doivent être beaucoup plus soignées car si une fuite à travers la membrane d'imperméabilisation se produit, les mesures



Sablère sur fonds imperméable

Gravel Pit on an impermeable base

correctives pour arrêter cette fuite sont difficiles et dispendieuses.

A. Sablière à fond imperméable

L'aménagement d'un enfouissement sanitaire dans ces conditions est possible si la sablière est isolée du sol voisin par des parois imperméables. Cette isolation ou imperméabilisation des parois est effectuée en employant les tranchées de boue ou des murs en béton plastique.

Selon l'importance du lieu d'enfouissement et de la nécessité d'achever une isolation plus ou moins complète - si on se trouve dans un milieu rural, l'isolation doit être presque parfaite.

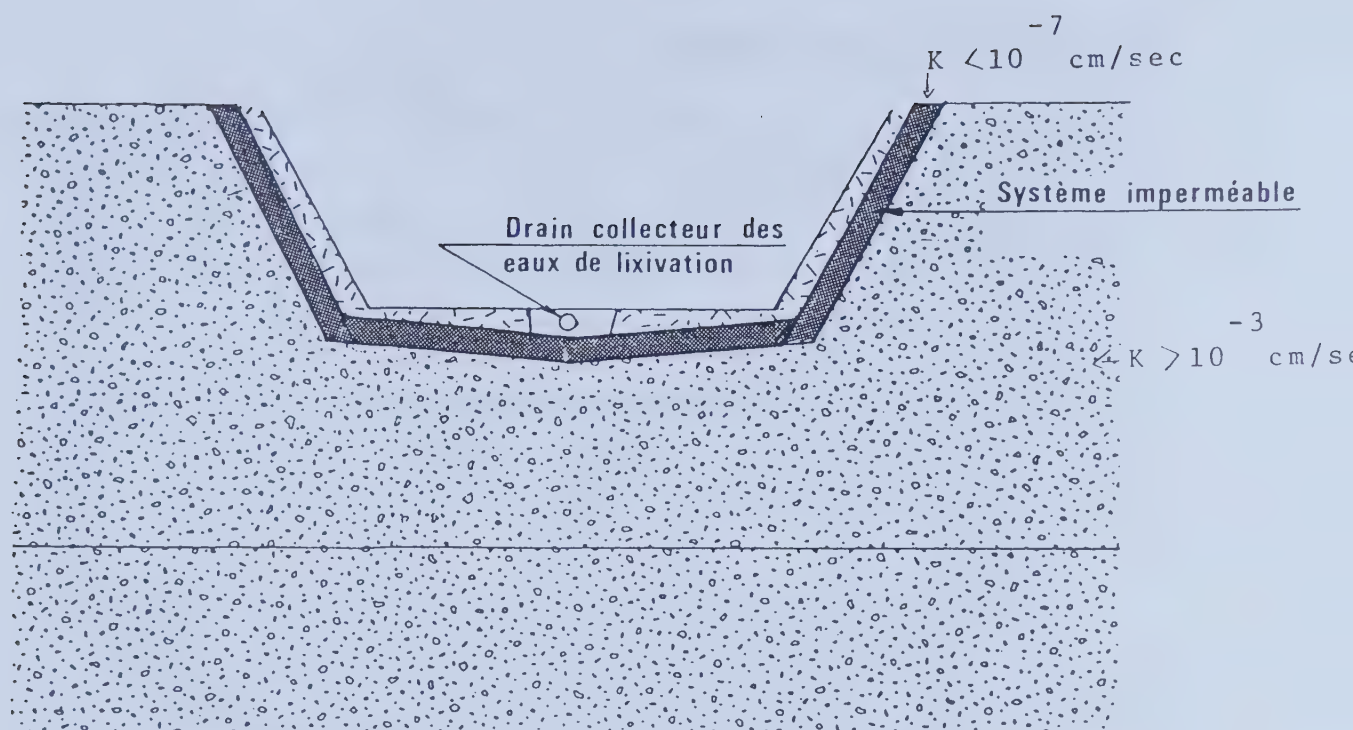
Suivant l'importance des mesures contre les fuites, on peut imperméabiliser les parois actuelles de la sablière par une membrane naturelle à base de bentonite ou même par une membrane polymérique.

Etant donné que les aménagements qui n'offrent pas une sécurité à long terme (50 ans) ne sont pas acceptables, ces deux dernières membranes tombent dans cette catégorie et sont à déconseiller.

B. Sablière sur fond perméable

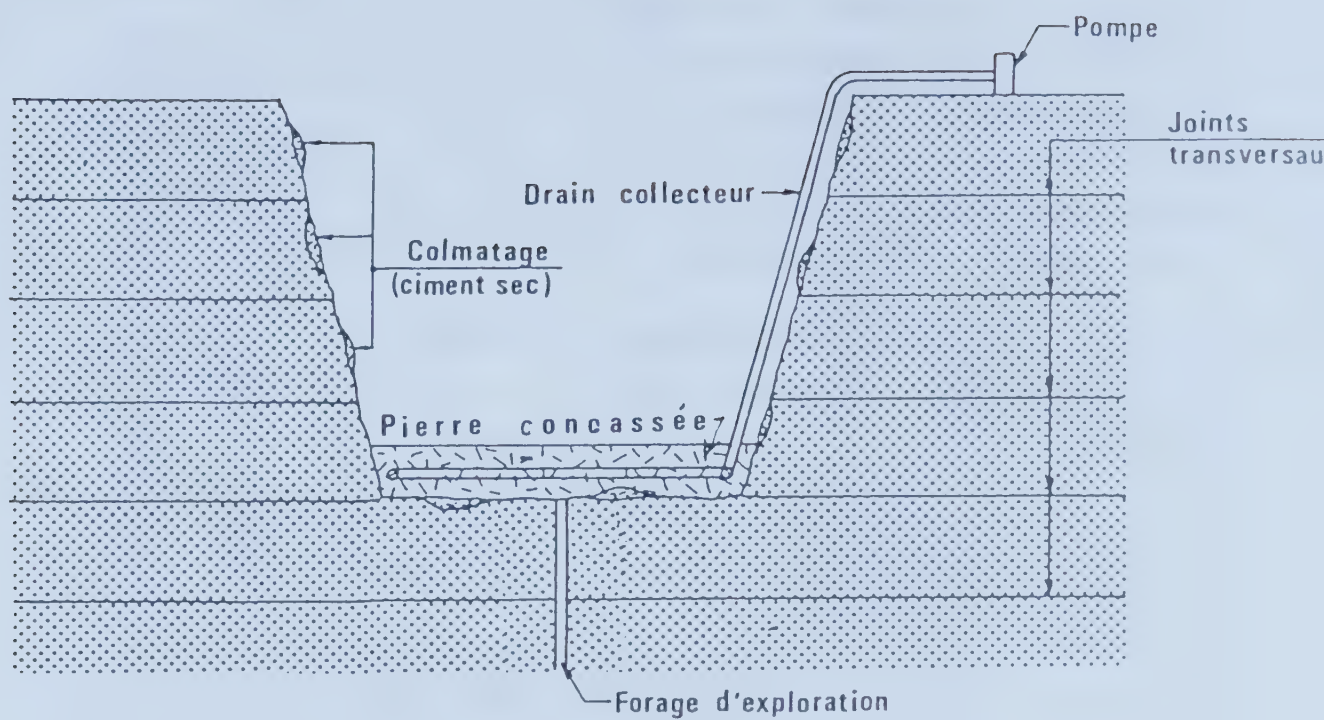
Après une analyse des possibilités pour imperméabiliser une sablière sur fond perméable, nous sommes arrivés à la conclusion que la sécurité à long terme (50 ans) ne peut être obtenue ou garantie avec les mesures et méthodes d'imperméabilisation disponible actuellement.

En conclusion, les sablières sur fond perméable sont à déconseiller pour un lieu d'enfouissement sanitaire et ne sont pas considérées.



Sablère sur fonds perméable

Gravel Pit with a permeable base



Carrière de roc solide (Imperméable)

Quarry in impermeable rock

C. Carrière de roc imperméable

Dans le cas très rare d'une carrière de roc imperméable, un aménagement d'un enfouissement sanitaire peut s'effectuer sans encourir de dépenses pour l'imperméabilisation. Seuls les joints apparents sont colmatés et les inspections pour les débits d'eau possible sont faites avant de commencer d'utiliser la carrière pour l'enfouissement sanitaire.

Seules les dépenses de captage et pompage des eaux de lixiviation et des dépenses pour le contrôle des gaz sont encourues.

Signalons aussi que dans le cas de toute carrière les parois doivent être rendues sécuritaires par l'enlèvement des rocs lâches.

Si le roc contient une nappe aquifère, des puits de contrôle doivent être installés autour de la carrière et des échantillons d'eau doivent être prélevés comme prescrit.

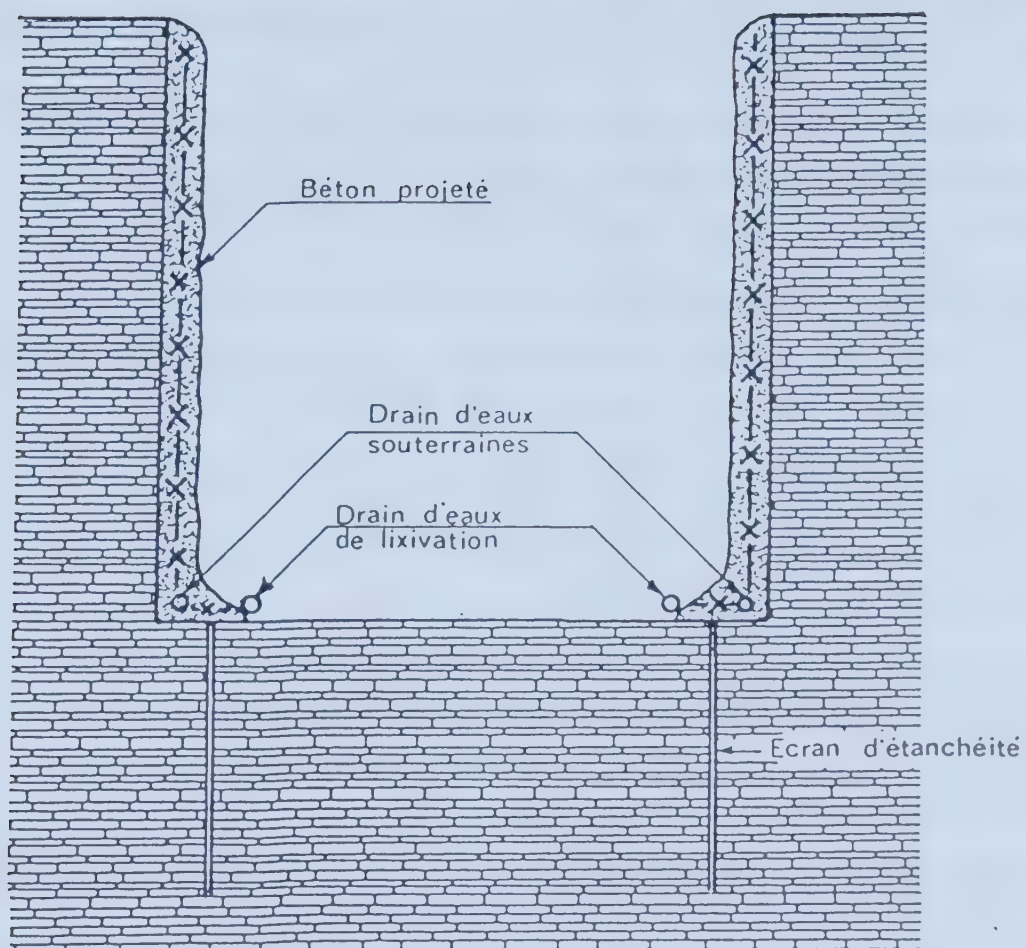
Néanmoins le cas d'une carrière dans un roc vraiment imperméable est tellement rare que la discussion d'un tel aménagement est purement académique.

Il arrive toutefois que les parois d'une carrière dans un roc solide soit parfois fracturée par dynamitage.

D. Carrière de roc perméable

Comme la plupart des carrières au Québec tombent dans cette catégorie de roc perméable, nous élaborons sur l'aménagement d'un enfouissement sanitaire dans ce genre de carrière comme suit:

Le fond de la carrière doit être nivelé et rendu étanche soit par application d'une membrane soit par injection de coulis imperméabilisant. La longévité de ces membranes est assez douteuse.



Carrière de roc perméable

Quarry in permeable rock

Néanmoins, avec un coût d'imperméabilisation par membrane de \$4.00 à \$5.00 par m² versus \$19.00 par m² pour une imperméabilisation par injection de coulis, certaines agences peuvent être tentées d'utiliser une membrane polymérique.

Dans ce cas la membrane doit être placée sur une couche de pierre concassée et de sable, et le réseau des drains de captage des eaux de lixiviation doit être incorporé.

Nous ne pouvons recommander ces procédés surtout pour les parois à cause du manque de preuves d'une sécurité à long terme et à cause des difficultés de mise en place.

Nous proposons l'application du béton sous pression supporté par un treillis métallique pour imperméabiliser les parois des carrières de roc perméable.

Ce processus déjà essayé et éprouvé sur les structures hydrauliques offre une sécurité à long terme et peut aussi être installé par des spécialistes québécois.

5. SYSTEME D'EVACUATION DES EAUX DE LIXIVIATION ET SOUTERRAINES

Pour les quatre cas représentatifs, le système de captage et de pompage des eaux souterraines sont comme suit:

A. Sablière sur fond imperméable

Pour ce cas la sablière est imperméabilisée soit par des parois de béton plastique soit par des tranchées de boue isolant effectivement la sablière de toute eau souterraine.

Le système de captage et de pompage est nécessaire uniquement pour les eaux de lixiviation.

B. Sablière sur fond perméable

Néanmoins cet aménagement est déconseillé à cause des difficultés à obtenir une étanchéité à longue durée par

membranes dans une sablière à fond perméable. Une fois que la membrane est mise en place, les eaux souterraines sont isolées de la sablière et ne sont pas considérées pour l'aménagement de la sablière.

C. Carrière de roc imperméable

Dans le cas très rare d'une carrière de roc imperméable, le débit des eaux souterraines est minime et un système de pompage et de captage des eaux souterraines n'est pas requis.

D. Carrière de roc perméable

C'est le cas de la plupart des carrières aux environs de Montréal et autour de Québec. Avec les lits de calcaire plus ou moins horizontaux, le débit des eaux souterraines dans les carrières peut être assez élevé et dépasser le débit des eaux de lixiviation. De plus, dépendant de la profondeur des carrières, la pression de l'eau peut atteindre de 20 à 30 mètres en colonnes de l'eau. L'étanchéité des parois vis-à-vis de la masse de déchets est assurée soit par une membrane polymérique, soit par le béton projeté sous pression. Dans les deux cas, l'eau souterraine va rentrer à l'arrière des membranes d'étanchéité et va trouver son chemin vers le fond. Comme résultat, deux systèmes de captage et de pompage sont requis pour cette carrière: soit un pour l'eau souterraine d'infiltration en dedans les parois, et un autre système pour le captage et pompage des eaux de lixiviation émanant des cellules de déchets.

Les eaux souterraines d'infiltration sont captées par un drain périphérique de 6 à 10 pouces de diamètre. Le drain est perforé et consiste d'un matériau plastique ou tôle ondulée. La tranchée du drain est remplie par des pierres concassées et isolée complètement des cellules de déchets pour empêcher un mélange avec les eaux de lixiviation.

Le débit des eaux de lixiviation peut être calculé à partir du bilan hydrique.

Etant donné la nature corrosive et nocive du lixiviat, les tuyaux de captage doivent être résistants à une attaque chimique et un tuyau perforé en plastique est recommandé. Dans le passé, le réseau de captage était parfois placé en dessous d'une membrane asphaltique en se servant de regards pour capter les eaux de lixiviation. Ce système est déconseillé parce que dans un cas de blocage, la ligne d'égout sera coupée. Par contre, une ligne perforée est toujours capable de fonctionner, même à une capacité réduite par le ruissellement dans les pierres concassées des tranchées et rentrer dans le tuyau par les perforations.

Dans le cas typique d'une sablière sur fond imperméable, la nappe phréatique des eaux de lixiviation isolée dans la sablière va atteindre le niveau du fond de la sablière, et, par une accumulation entre le fond de la sablière et le socle de roc va créer un réservoir de lixiviat. Pour améliorer cette situation, une série de puits de pompage est proposée autour du périmètre de la sablière qui va baisser la nappe phréatique du lixiviat de la sablière et en même temps relever la pression sur les parois des tranchées de boue.

Pour évacuer les eaux de lixiviation ainsi que les eaux souterraines dans le cas d'une carrière en roc perméable, on se sert de pompes submersibles dans un puits de pompage, ce qui facilite la manutention et l'entretien des pompes. Les tuyaux d'évacuation le long des parois des carrières ou sablières doivent être isolés durant les opérations pendant les temps de gel.

6. SYSTEME DE VENTILATION, CAPTAGE, BRULAGE ET RECUPERATION DU GAZ

Le gaz est produit pendant trois (3) phases de décomposition,

une (1) phase aérobie et deux (2) phases anaérobiques, jusqu'au recouvrement final et même plusieurs années après. Les gaz de décomposition seront produits pendant 20 à 25 ans dans un enfouissement sanitaire. La composition des gaz sera surtout du méthane et en moindre quantité de l'hydrogène sulfureux et des mercapants qui sont artificiellement ajoutés au gaz naturel pour le rendre odorant et plus sécuritaire.

Quand la masse des déchets est oxygénée comme au début de l'enfouissement, il se produira une décomposition aérobie plus rapide accompagnée d'un rendement de gaz plus élevé.

En pratique, après la couverture des déchets, une condition d'anaérobiose se produit, qui a pour résultat une décomposition beaucoup plus lente en l'absence d'air, les gaz émanant maintenant d'une façon plus lente, mais sont plus odorants. La production du méthane commence pendant la première année de l'aménagement de l'enfouissement sanitaire et des mesures de sécurité doivent être prévues au début pour contrôler les gaz et les empêcher à devenir un hazard et un polluant.

Les lois des mouvements des gaz à travers les déchets sont complexes. Cependant, il est raisonnable d'assumer que le gaz va suivre un chemin de moindre résistance en traversant la masse de déchets.

L'enfouissement sanitaire situé dans les sablières avec un sol poreux et perméable doit avoir des contrôles plus sévères en comparaison des lieux d'enfouissement situés dans des carrières de roc ou de talus imperméable. Le recouvrement final étant imperméable pour empêcher l'infiltration des eaux de surface qui contribuent à la génération des eaux de lixiviation, empêche aussi l'échappement des gaz dans l'atmosphère. Quand ce recouvrement est surélevé par rapport aux environs pour faciliter le drainage des eaux de surface, le gaz s'accumulera dans ce "dôme".

La pression des gaz augmentera accompagnée de propagation latérale du gaz. Enfin, une ou plusieurs éruptions se produiront à la surface dans les points les plus faibles de la membrane de recouvrement.

Il existe deux (2) méthodes pour contrôler les gaz et surtout le méthane capté dans un site d'enfouissement sanitaire.

La première méthode permet l'échappement des gaz dans l'atmosphère par un système de ventilation sécuritaire.

La deuxième méthode prévoit l'installation de facilité pour brûler les gaz en les transformant dans un état non-combustible et sans odeur. Un moniteur automatique va activer et allumer le brûleur quand la concentration des gaz dépasse une certaine limite. Si les quantités de gaz produites sont assez élevées, le système de brûlage devrait être utilisé pour chauffer des serres ou des facilités d'une nature similaire. Il semble que pour rendre de telles facilités faisables du point de vue économique, un volume significatif de déchets est requis pendant l'opération de cette installation. Dans ce cas, le système de captage et la distribution des gaz sont conçus et construits selon les normes de l'industrie du gaz.

7. CONTROLES REQUIS DURANT ET APRES UNE OPERATION DE L'ENFOUISSEMENT SANITAIRE

Pour opérer convenablement un lieu d'enfouissement sanitaire, il faut prendre en considération beaucoup de facteurs qui incluent les suivants:

- protection de l'environnement
- esthétique
- entretien
- efficacité et coût

Le plan des opérations doit être conforme avec les objectifs du projet et de l'utilisation du lieu à long terme lors de sa fermeture.

Les problèmes de l'environnement essentiels durant les opérations d'enfouissement sont le contrôle des gaz et des eaux de lixiviation.

Les propriétaires d'un terrain d'enfouissement sanitaire doivent réaliser l'importance des installations appropriées et s'assurer qu'une fois installées, elles sont entretenues et opérées efficacement.

En général un site d'enfouissement fermé est utilisé pour des activités communautaires ou de loisirs. Dans de tels cas, leur fermeture doit minimiser la nécessité d'entretien ultérieur et le site devrait être laissé dans un état qui minimise la détérioration de l'environnement dans l'avenir.

La fermeture d'un site d'enfouissement sanitaire doit être planifiée avec soin et on doit identifier toutes les utilisations futures prenant en considération la topographie finale du site, son drainage, étapes de la fermeture et plans pour l'emplacement de la végétation afin de contrôler l'érosion.

Lors de la fermeture du site, et après le recouvrement final, tous les contrôles de drainage devraient être installés, y compris les collecteurs des gaz et le système de ventilation, ainsi que les contrôles des eaux de lixiviation et des eaux souterraines.

REMERCIEMENTS

L'auteur désire exprimer sa gratitude à Monsieur Georges Simard et à Monsieur Michel Picard du Ministère de l'Environnement, Québec, pour leur appui pendant la préparation de l'étude.

BIBLIOGRAPHIE

1. Ministère de l'Environnement, Devis technique
Etude hydrogéologique d'un terrain proposé comme lieu
d'enfouissement sanitaire.
2. Waste Age, February 1981 to August 1981.
3. Récupération et utilisation des gaz de lieu d'enfouissement
des déchets municipaux.
Conestoga Rovers and Associates,
pour Environnement Canada
Service de la Protection de l'environnement
Rapport SPE 4 - EC-81-2F
4. United States Environmental Protection Agency,
SW-870, March 1983
Lining of Waste Impoundment and Disposal Facilities.
5. ASTM Subcommittee D18.14 on Soil and Rock Pollution
"A Hydrogeologic View of Waste Disposal in the Shallow
Subsurface"
1981 by the American Society for Testing and Materials
6. Control of Gas Migration in Urban Landfills,
Donald O. Nuttall, P. E.
Public Works for July, 1980

Mesures temporaires et permanentes
de sécurisation d'ouvertures minières
abandonnées et sites sécurisés au
Québec depuis 1975.

par: Daniel J. Boivin, BSc., M.A.TDR, PhD.
géographe-aménagiste
Département des Sciences de la Terre
Université du Québec à Montréal

RESUME: Cette communication décrit les différentes mesures temporaires et permanentes envisageables pour la sécurisation d'ouvertures minières abandonnées. En deuxième lieu, une description des travaux effectués au Québec depuis 1975 est donnée afin d'illustrer l'état actuel de la situation au Québec. Des tableaux montrent le nombre de sites inventoriés et à visiter selon la région ainsi que les sites qui ont fait l'objet de travaux de sécurisation.

MOTS-CLES: mines abandonnées, sécurisation, réhabilitation, Québec.

ABSTRACT: This paper deals with the different types of temporary and permanent measures to be taken at mine closure to render the openings safe to the workers and the public in general. In a second part, we give a portrait of the securization work being done in Québec since 1975 with tables showing the number and distribution of surveyed abandoned sites (and the work to be completed) as well as the sites being closed since 1975.

KEY-WORDS: Mine securization, abandoned mining sites, reclamation, Quebec.

Introduction

L'activité minière au Québec, qu'il s'agisse de simple prospection ou d'exploitation, a perturbé considérablement le milieu naturel original et ceci dans des régions à la fois urbaines et éloignées. Toute intervention de rattrapage dans ce domaine doit d'abord viser la sécurité de la population avant même que l'on puisse véritablement amorcer des schémas de réhabilitation. Idéalement, bien sûr, et dans le contexte d'une politique cohérente et complète de la part des instances gouvernementales, la sécurisation serait partie intégrante des plans de réhabilitation de ces anciennes zones minières incluant, il va de soi, les carrières et les sablières.

Cet article désire fournir aux personnes impliquées (propriétaires, ingénieurs, aménagistes, exploitants) les moyens techniques de sécuriser adéquatement une ouverture potentiellement dangereuse en distinguant les mesures temporaires (pour un certain temps) des mesures permanentes.

Mesures temporaires de fermeture

Lorsqu'une mine cesse ses opérations pour une période plus ou moins déterminée, la loi sur les mines stipule que les ouvertures à jour doivent être sécurisées à l'aide d'une dalle de béton ou d'une clôture prescrite par règlement. Ceci assure donc la protection des travailleurs mais aussi d'éventuels visiteurs sur le site (enfants, collectionneurs de minéraux, curieux).

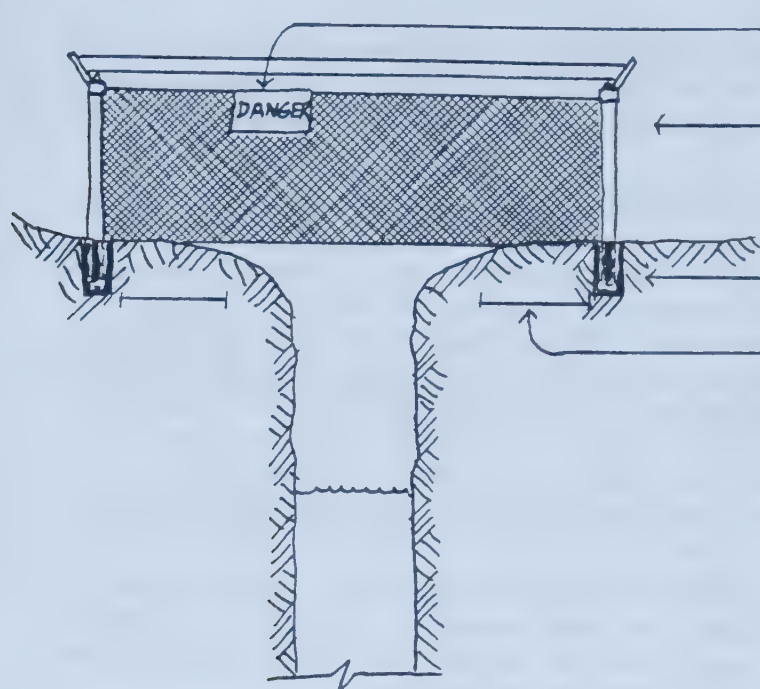
La première des mesures temporaires de sécurisation consiste à ériger une clôture autour de l'ouverture. La figure suivante (#1) illustre la façon dont on doit installer une clôture autour d'un puits ou d'une ouverture à ciel-ouvert. Tout d'abord, il faut soigneusement nettoyer les abords de l'ouverture de tous débris et éléments pouvant nuire aux travaux. Il faut ensuite ancrer solidement les poteaux dans du ciment à une profondeur suffisante pour que l'érosion ne dégage pas les socles. Soixante (60) cm. s'avère une profondeur souhaitable pour un poteau de 2 mètres de hauteur. Ces poteaux doivent être ancrés à une distance adéquate (2 à 4 mètres) pour assurer la solidité et la stabilité du travail. On doit ensuite choisir un grillage de petites mailles pour éviter que l'on puisse y grimper aisément. Deux rangées de barbelées faisant face vers l'extérieur compléteront le travail de façon satisfaisante.

Il serait également préférable d'ajouter plusieurs panneaux d'avertissement "DANGER" faisant face aux éventuels visiteurs du site. Ainsi, pour une clôture faisant un carré, 4 panneaux seraient indiqués (ou des multiples selon la longueur de clôture). Des lettres blanches sur fond rouge constitue le meilleur choix pour une visibilité maximum.

La durée de vie d'une telle clôture est de l'ordre de 20 années avec un minimum d'entretien. L'usage de matériaux galvanisés et un entretien suivi annuellement peut prolonger cette période; toutefois, la fermeture d'une mine pour une durée de 20 années et plus devrait être assurée par une mesure permanente.

Figure # 1

A. Puits de mine



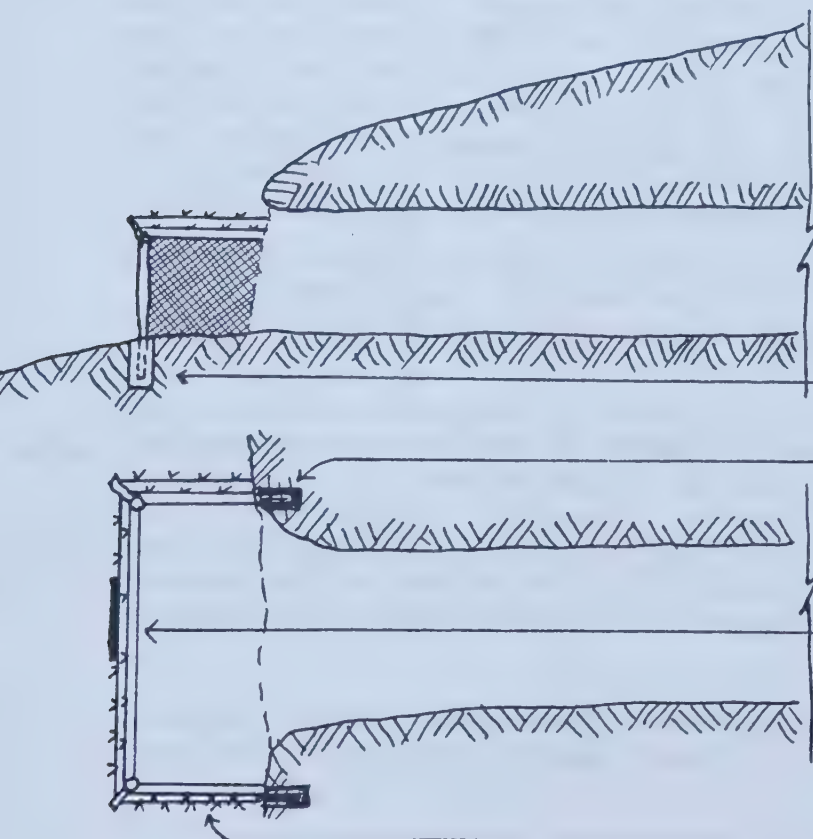
panneau d'avertissement

clôture à grillage serré

poteaux ancrés dans un socle de ciment

distance de sécurité pour la stabilité des ancrages

B. Galerie à flanc de coteau et rampe



ancrage des poteaux

ancrage de la clôture dans les murs

panneau d'avertissement

barbelés

La technique à utiliser pour poser une clôture interdisant l'entrée dans une galerie à flanc de coteau ou une rampe est très similaire. On prendra soin toutefois d'ancrer solidement les poteaux au roc de chaque côté de l'ouverture.

En ce qui concerne les ouvertures horizontales, on peut également choisir de poser une porte métallique dans la galerie, à quelques mètres de l'entrée (voir figure no. 2). Il s'agit en fait de construire un mur à l'aide de blocs de ciment laissant une ouverture pour y mettre une porte de métal. Ce mur doit être ancré au plafond et dans les murs et être solidement fixé à une base de béton coulé sur place. Le cadre de la porte doit également être solidement fixé au mur et la porte munie d'une poignée et d'un cadenas robuste. Il faut également inclure à l'ensemble un drain au niveau le plus bas de manière à évacuer l'eau qui s'accumule à l'intérieur. Enfin, il peut s'avérer utile voire nécessaire de soutenir le plafond de la galerie à l'arrière de la porte à l'aide de poutres métalliques ou de bois.

Ces trois solutions sont donc temporaires c'est-à-dire qu'elles peuvent être utilisées lorsqu'on pense réutiliser ces ouvertures plus tard. Par contre, si on doit définitivement fermer une ouverture qui ne servira plus, on prendra des mesures plus complètes comme celles illustrées plus loin.

Mesures permanentes de fermeture

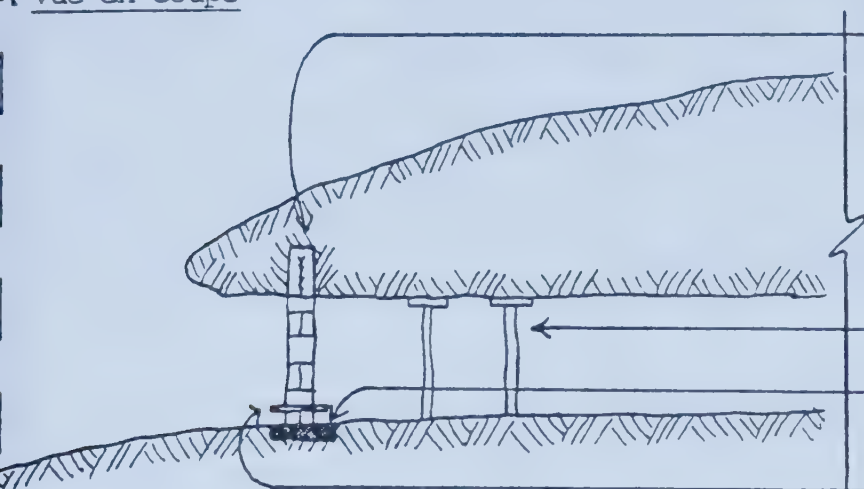
Pour une galerie ou une rampe, la première méthode consiste à dynamiter la masse de roc au-dessus de l'entrée et ainsi de boucher l'ouverture à l'aide des débris produits sur place. Si le dynamitage est bien exécuté (bonne disposition des charges, quantité adéquate), aucun travail supplémentaire de déplacement de roc ne sera nécessaire; il est donc important de confier ce travail à un spécialiste d'autant plus que ceci présente un certain danger. Une fois la masse de roc fracturée mise en place, il faut ensuite restaurer le site, disposer une couche de sol et y ensemer une végétation permanente.

Pour différentes raisons, il peut s'avérer préférable de boucher l'ouverture à l'aide d'un remplissage plutôt que de dynamiter. Les figures 3 à 5 montrent ce qu'il faut faire pour fermer divers types d'ouvertures de façon adéquate.

En ce qui concerne tout d'abord les galeries et les rampes, il faut d'abord construire un mur de blocs ancrés dans le plafond et les murs montés sur une base de béton coulée sur place (comme pour la mesure temporaire). Le soutènement du plafond dans la galerie peut s'avérer nécessaire également si on observe des blocs instables ou déjà détachés. La pose d'un drain doit également être envisagée avec toutefois un tuyau de plusieurs mètres de longueur qui dépasse vers l'extérieur. Enfin, on importe du matériel de remplissage de préférence

-
- 1- Coût trop élevé du dynamitage, difficultés de forer dans la paroi, impossibilité de grimper l'équipement à l'endroit désiré, roche très dure, etc.

Figure # 2

A Vue en coupe

ancrage dans le plafond

poutres de soutien du plafond

base de béton

drain

B Vue de face

cadre ancré dans le mur

mur de briques

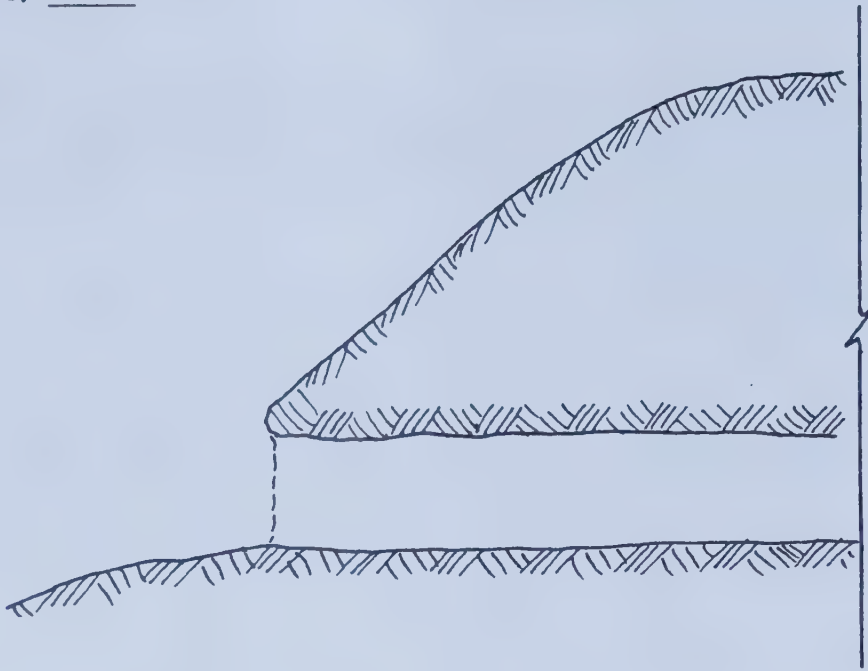
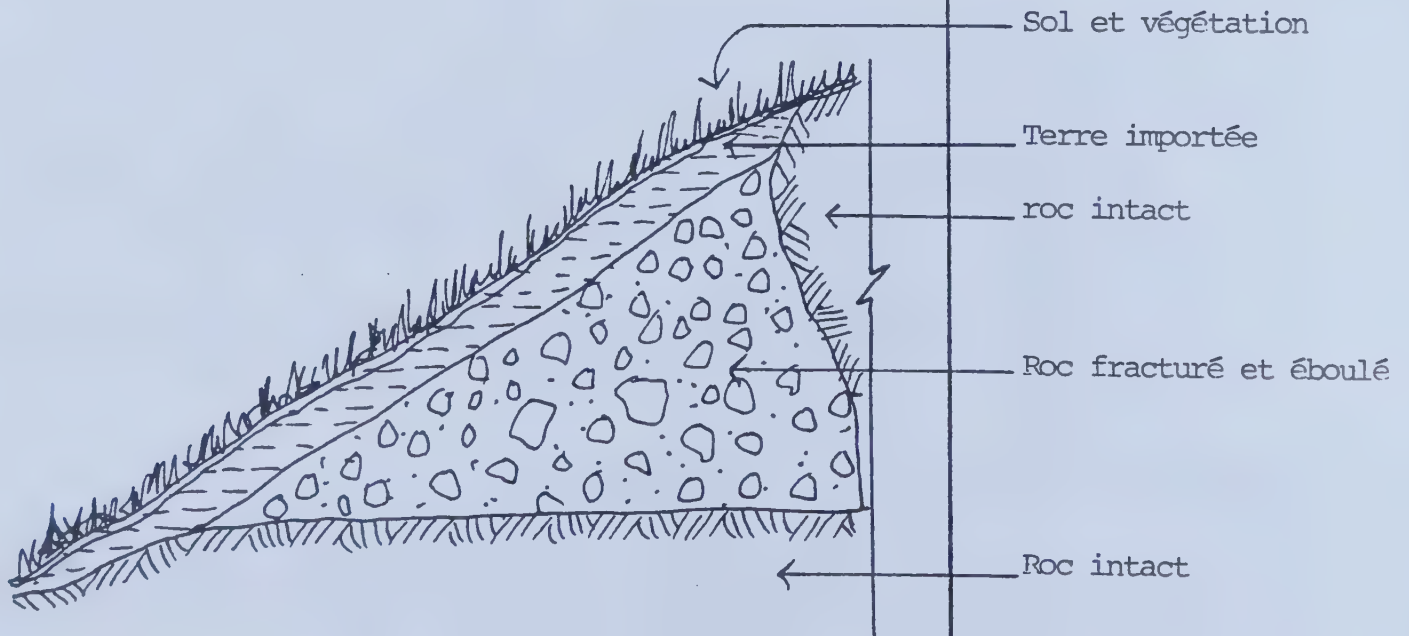
poignée et cadenas robustes

porte en acier

drain

Source: Bureau of Mines, US dept of the Interior, in: NUS CORP (1979)

Figure # 3

A. avantB. après

Source: Bureau of Mines, US dept of the Interior, in: NUS CORP (1979)

de granulométrie grossière que l'on recouvre en dernier lieu de matériel beaucoup plus fin. Il faut enfin procéder à l'ensemencement de la pente, et ceci le plus rapidement possible afin de contrôler l'érosion du talus. Une pente finale de 1/3 (33 degrés) constitue un choix approprié.

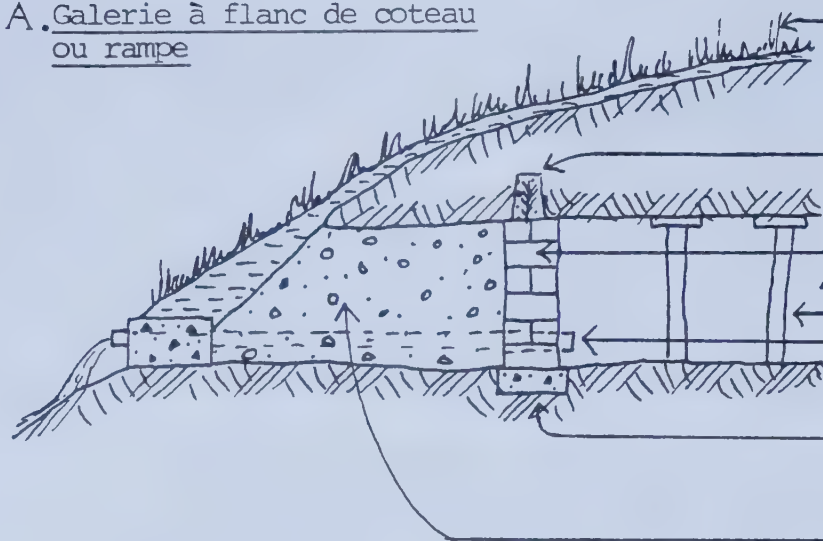
Pour ce qui est des puits verticaux et des ouvertures à ciel-ouvert de petites dimensions, le remplissage peut-être tout indiqué lorsque l'excavation n'est pas trop profonde (voir figure no.4). On prendra soin de débarrasser l'ouverture de tout objet qui obstruerait le passage du matériel de remplissage (bouchon indésirable). Une fois ceci terminé, il faut faire disparaître complètement le puits en replantant des graminées, des légumineuses et/ou des arbustes.

Si toutefois, le puits devait être si profond qu'il demanderait beaucoup trop de matériel de remplissage, on peut choisir de poser une dalle de béton (ou plusieurs côte à côte). Il s'agit alors de nettoyer ou de creuser une assise pour la dalle autour du puits de manière à ce qu'elle repose solidement d'elle-même sur le roc sain. Une poutre transversale peut s'avérer nécessaire si l'ouverture dépasse 3 m. de largeur ou si le poids du remblai final est important; cette poutre métallique (éviter en tout temps d'utiliser du bois) soutiendra une partie du poids de la dalle et du remplissage au-dessus. Le remplissage permet ensuite de faire disparaître complètement la dalle et le puits de la vue, ce qui à l'avantage d'éliminer tout risque de vandalisme ou d'enlèvement de la dalle. Il s'avère nécessaire également d'ajouter un panneau d'avertissement en surface de manière à prévenir toute personne qui aurait l'intention d'excaver à cet endroit de la présence de l'ancien puits.

Le dynamitage peut également être utilisé dans des excavations à ciel-ouvert de plus grandes dimensions. Le but recherché est de réduire l'angle vertical de la muraille de manière à obtenir une pente finale plus acceptable qui permettrait à la végétation de s'y maintenir. De cette façon, le risque de chute est considérablement réduit. La pente maximale acceptable est fixée à 45 degrés. Toutefois une pente de 33 degrés est beaucoup plus indiquée surtout en matière de contrôle de l'érosion.

Figure # 4

A. Galerie à flanc de coteau
ou rampe



Sol et végétation

mur ancré dans le plafond

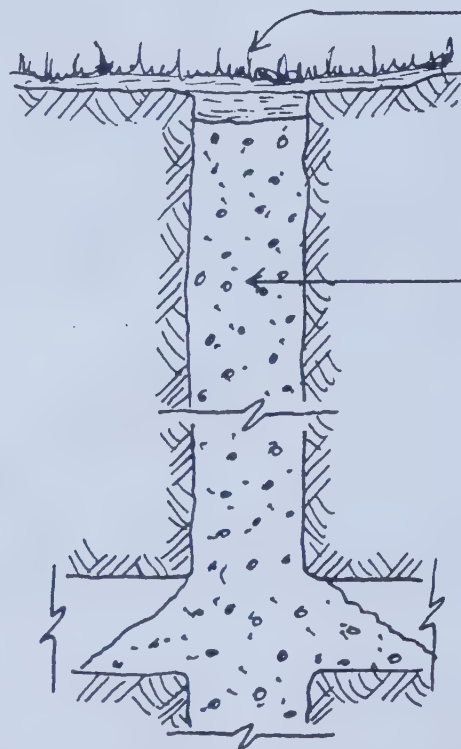
mur de briques

poutres de soutien du plafond
drain

base en béton

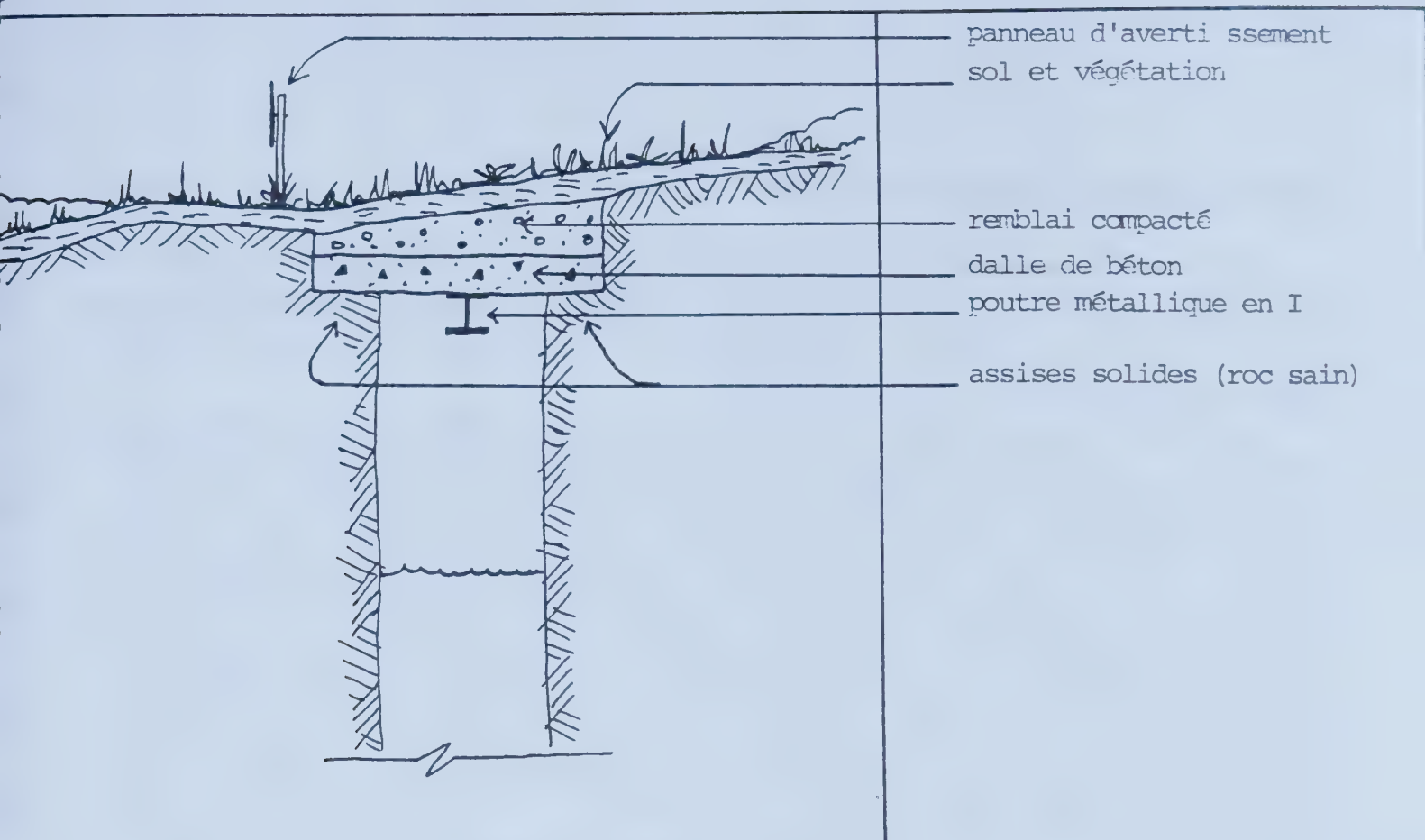
Remblai compacté

B. Puits de mine



Sol et végétation

Remblai



Source: Bureau of Mines, US dept of the Interior, in: NUS CORP (1979)

SITES SECURISES AU QUEBEC DEPUIS 1975

Au Québec, la sécurisation d'ouverture dangereuses a été jusqu'à aujourd'hui entrepris par le Ministère Energie et Ressources (autrefois les Richesses naturelles)¹. Ce fut le service du milieu minier (Assistance à l'industrie minière) qui s'occupa dès 1975 d'inventorier les excavations abandonnées et de boucher les ouvertures jugées dangereuses.

En ce qui concerne tout d'abord l'inventaire des sites miniers actifs et abandonnés, le service du milieu minier s'intéressa en premier lieu à l'Abitibi et à la région minière de Chibougamau où la plupart des sites miniers sont des concessions minières (Terres de la Couronne). Plus de 250 dossiers pour autant de sites miniers connus (ou redécouverts) ont ainsi été constitués entre 1975 et 1984. De plus, des visites occasionnelles à certaines mines importantes en Gaspésie, dans l'Outaouais et dans les Cantons de l'Est ont permis de réaliser que le problème des mines abandonnées au Québec était omniprésent sur tout le territoire québécois. C'est ainsi qu'en 1981, un inventaire systématique fut amorcé avec plusieurs équipes sur l'ensemble du territoire. Ce programme s'est déroulé par la suite durant trois étés. Au total, plus de 870 dossiers furent constitués pour autant de mines visitées et cartographiées (voir tableau no 1). Le programme d'inventaire a ensuite été interrompu en 1984 pour accroître le nombre de sites sécurisés en 1984 et 1985.

Nous croyons cependant que cet inventaire sera éventuellement complété dans quelques années lorsque la situation économique sera plus favorable.

En matière d'intervention, l'essentiel des travaux de sécurisation eurent lieu en Abitibi, sur des terres appartenant à la Couronne. Le tableau no. 2 dresse la liste des sites sécurisés de façon temporaire et le tableau no. 3 les sites sécurisés définitivement.

En ce qui concerne en premier lieu les fermetures temporaires, la formule la plus utilisée demeure la dalle de béton préfabriquée glissée sur place à l'aide d'un bulldozer. Une deuxième formule également utilisée est la dalle coulée sur place. Ces deux mesures s'appliquent lorsque l'ouverture abandonnée est un puits vertical ou incliné de un ou plusieurs compartiments ou lorsqu'il s'agit d'une cheminée débouchant en surface (ventilation, par exemple). Lorsque l'ouverture est de plus grandes dimensions telle qu'une fosse, un ciel ouvert ou "glory-hole", la clôture est d'usage.

A ce sujet, la figure no. 6 montre les caractéristiques décrétées² par le service d'assistance à l'industrie minière pour l'érection de clôtures.

En guise de complément, ajoutons que le ministère a fait poser des panneaux d'avertissement aux sites jugés dangereux. Un de ces panneaux est visible sur la photographie no. 1. Ces panneaux sont rouges avec lettrage de couleur blanche. Les divers panneaux portent comme mention le type d'ouverture (OUVERTURE PROFONDE, PUITTS DE MINE, GALERIE ABANDONNEE ou SITE MINIER ABANDONNE), l'avis de danger ainsi que le nom du service et du ministère. De plus, l'endos de ces panneaux est peinturé rouge fluorescent afin d'en faciliter le repérage dans des zones densément boisées.

(1) et dans certains cas par l'industrie minière (non différencié dans les tableaux.)

(2) décret 319-80, février 1980.

Tableau no.1

Nombre de sites visités et à visiter
au Québec par région (sites abandonnés)

Région	visitées	à visiter	Totaux
Abitibi	226	2	228
Témiscamingue	26	0	26
Outaouais	161	(34) ¹	195
Laurentides	49	(10)	59
Montréal	87	0	87
Cantons de l'Est	250	53	303
Québec	23	0	23
Gaspésie	12	3	15
Saguenay/Lac St-Jean	3	(4)	7
Chibougamau	26	0	26
Côte Nord	8	?	8 ²
Totaux	871	106 ²	977 ²

1- Les parenthèses indiquent une estimation

2- Au minimum

Source: Dossiers d'inventaire du Service de l'Assistance à l'industrie minière du Ministère de l'Energie et des Ressources

Figure # 6
CLOTURE DE SECURISATION

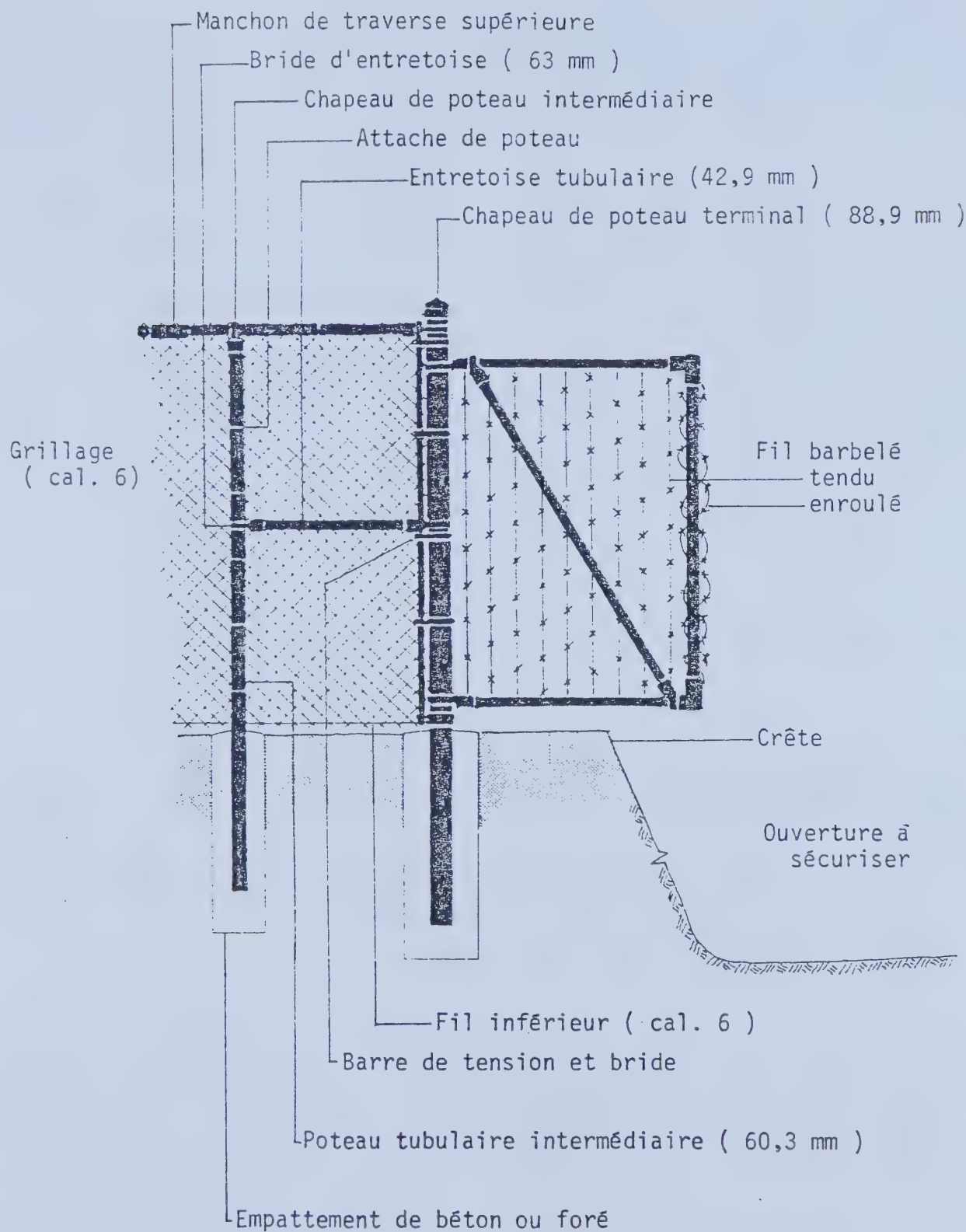


Tableau no. 2
 Sites miniers abandonnés sécurisés temporairement
 au Québec - 1975-1984¹

année	mine	Canton	ouvertures	mode ²
1975	Duvan	Desmeloizes	1 puits	dalles
			1 cheminée	
	Guinard	Beauchastel	1 puits	dalles
	Lac Fortune	Beauchastel	2 puits	dalles
Total 1975 : 3 sites				
1976	aucune			
1977	Amm	Cadillac	1 puits	dalle c.
	Pandora #4	Cadillac	1 cheminée	dalle c.
	Pandora #2	Cadillac	1 puits	dalle c.
	Pandora #3	Cadillac	1 puits	dalle c.
	Bazooka	Beauchastel	1 puits	dalles
	Normont	Beauchastel	1 puits	dalle c.
	Mic-Mac	Bousquet	1 puits	dalles c.
			1 galerie	
			2 cheminées	
	Mooshla	Bousquet	1 puits	dalle c.
Total 1977 : 8 sites				
1978	Belleterre	Guillet	4 puits	remplissage,
			12 cheminées	dalles et clôtures
	Centre Boischatel	Beauchastel	1 puits	dalles
	Garney	Duparquet	1 puits	dalles
	Hosco	Joannès	1 puits	dalles
	Jay Copper	Dalquier	1 puits	dalles
	North Country	Dalquier	2 puits	dalles
	Lapaska	Louvicourt	2 puits	dalles
	New Bidlamaque	Bourlamaque	1 puits	dalles
	Norgold	Bousquet	1 puits	dalle
	Randall	Landrienne	1 puits	dalles
	Resenore	Pascalie	1 puits	dalles
	South Tiblemont	Tiblemont	1 puits	dalles
	Powell Rouyn	Rouyn	excavations à ciel-ouvert	clôtures
Total 1978 : 12 sites				
1979	amiante du lac Roberge	McCorkill	1 puits	dalle
	Canadian Malartic	Fournières	excavations à ciel-ouvert	clôture
	Central Cadillac	Cadillac	1 cheminée	dalle
	Central Cadillac 2	Cadillac	1 puits	dalles
	Central Cadillac 3	Cadillac	1 puits	dalles
	Wood-Cadillac	Cadillac	1 puits	dalles
	Clermo #1	Rouyn	1 puits	dalles
	Croinor Pershing	Pershing	1 cheminée	dalle
	Dempsey Cadillac	Malartic	1 puits	dalles
	Old Mill #2	Rouyn	1 puits	dalles
	O'Neil Thompson	Joannès	1 cheminée	bouchon
	Pershing Manitou	Courville	1 puits	dalles
	Smith Tiblemont	Tiblemont	1 puits	dalles
	Westwood Cadillac	Bousquet	1 puits	dalle
Total 1979 : 14 sites				
1980	Copperstream-Frontenac	Gayhurst	1 galerie	clôture
	Gold Acres #1	LaReine	1 puits	dalles
	Halliwell	Beauchastel	1 puits	dalles
	Keyroc	Rouyn	1 puits	dalles
	LaReine gold	LaReine	1 puits	dalles
	Monarch	Dasserat	1 puits	dalles
	New-Thurbois	Destor	1 puits	rondins
	North Malartic	Malartic	1 puits	dalles
	Pascalie	Pascalie	1 puits	dalle c.
	Perron #5	Pascalie	1 puits	dalle c.

1- travaux exécutés par le ministère ou répertoriés dans l'inventaire des mines et carrières abandonnées du Québec.

2- dalle apportée sur place ou (dalle c.) coulée sur place.

Tableau no. 2 (suite)

	Pershcourt-Goldfield	Barraute	1 puits	dalle c.
	Rouyn-Merger	Rouyn	1 puits	dalle c.
	St-Lawrence columbium	Deux-Montagnes	1 puits	dalle c.
	Stadacona	Rouyn	1 puits	dalle c.
	Tiblemont-consolidated	Tiblemont	1 puits	clôtures
			1 galerie	
	Vendôme	Fiedmont	1 puits	dalle
	Vicour	Louvicourt	1 puits	dalles
				Total 1980 : 17 sites
1981	Aldermac	Beauchastel	1 puits	dalles
			1 cheminée	
	Arthfield #2	Beauchastel	1 puits	bouchons
	Canadian-Malartic	Fournières	excavations	clôtures
			à ciel-ouvert	
	Doreva #1	Bousquet	1 puits	dalles
	Dovercliff	Rouyn	1 puits	dalles
	Freegold	Launay	1 puits	dalles
	Harvie #1	Clericy	1 puits	dalles
	Héva	Joannès	1 puits	clôture
	Immont copper	Montbray	excavations	clôture
			à ciel-ouvert	
	Maritime Cadillac	Cadillac	1 puits	dalles
	Marlon	Rouyn	1 cheminée	dalle
	Normont	Beauchastel	1 puits	dalle
	Osiko Rouyn	Rouyn	1 puits	dalles
	Québec Manitou	Bourlamaque	1 puits	dalles
	Vianor	Tiblemont	1 puits	dalles
	Vinray	Malartic	1 puits	dalles
				Total 1981 : 17 sites
1982	Arthfield	Beauchastel	2 puits	dalles et clôtures
			2 cheminées	
			2 excavations	
			à ciel-ouvert	
	East Mac	Duverny	1 puits	dalles
	Aubelle	Guillet	1 puits	dalles
	Lorraine	Gaboury	1 cheminée	dalles
	Lake Expanse	Guillet	1 puits	dalles
			1 cheminée	dalles
	Clermo	Rouyn	2 puits	dalles
	Harvie	Clericy	2 puits	dalles
	Venus	Barraute	1 puits	dalles
	Joliet	Rouyn	excavations	clôture
			à ciel-ouvert	
				Total 1982 : 9 sites
1983	Fisher	Labdrienne	1 puits	dalles
	Dumico	Duparquet	1 puits	dalles
	Lapa Cadillac	Cadillac	1 puits	dalle c.
	Vénus Nord	Barraute	1 puits	dalles
	20 th Century	Pershing	1 puits	dalles
	Séguin	Rouyn	1 puits	dalles
	Calder Bousquet	Bousquet	1 puits	dalles
	Aurora	Vauquelin	plusieurs puits	dalles
	Bruell	Vauquelin	2 puits	dalles
				Total 1983 : 9 sites
1984	Bouscadillac	Bousquet	1 puits	dalles
	East Amphi	Malartic	1 puits	bois sur structure en aluminium
	Lacoma	Tavernier	1 puits	bois sur structure en aluminium
	Parbec	Malartic	1 puits	bois sur structure en aluminium
	Floridin	Desjardins	1 puits	dalles
				Total 1984 : 5 sites
				Grand Total : 94 sites

Tableau no. 3
 Sites miniers abandonnés sécurisés de façon permanente
 au Québec - 1975-1984

<u>année</u>	<u>mine</u>	<u>Canton</u>	<u>ouvertures</u>	<u>mode</u>
1975	aucune			
1976	aucune			
1977	Pandora #1	Cadillac	1 puits	rempli
Total 1977 : 1 site				
1978	Adanac	Rouyn	1 puits	rempli
	Copper Hill	Dufresnoy	1 puits	rempli
	Harvie	Clericy	1 puits	rempli
Total 1978 : 3 sites				
1979	Galloway	Dasserat	1 puits	rempli
	Québec copper	Duprat	1 puits	rempli
	South Duffault	Dufresnoy	1 puits	rempli
	Tonawanda	Cadillac	1 puits	rempli
Total 1979 : 4 sites				
1980	Baldface	Duhamel	1 puits	rempli
	Gold Acres #2	LaReine	1 puits	rempli
	LaReine	LaReine	1 puits	rempli
	Monarch	Dasserat	1 puits	rempli
	Monclair	Laverlochère	2 puits	rempli et bouchon
	Plourde	Bourlamaque	1 puits	rempli
Total 1980 : 6 sites				
1981	Blairdon	Tiblenont	1 puits	rempli
	Fiske	Rouyn	1 puits	rempli
	Malartic lake shore	Malartic	Fosses et tranchées	remplies
	Round Malartic	Fournières	1 rampe	remblayée
Total 1981 : 4 sites				
1982	Teck-Hugues	Joannès	1 puits	remplis
			1 excavation à ciel-ouvert	
	Montclair	Laverlochère	2 puits	remplis
	O'Neil Thompson	Joannès	1 puits	rempli
	Québec consolidated	Launay	1 puits	rempli
	Buffalo Rouyn	Beauchastel	1 puits	rempli
	Consolidated Ribago	Beauchastel	2 puits	remplis
	Windfall Rouyn	Clericy	1 puits	rempli
Total 1982 : 7 sites				
1983	Makamik	Destor	1 puits	rempli
	Wendell	Duvernay	chute à minerai	remplie
	Dumico	Duparquet	1 puits	rempli
	Taché lake	McKenzie	1 puits	rempli
	20 th Century	Pershing	1 fosse	remplie
	Mabell	Clericy	2 puits	remplis
	Dunlop	Malartic	1 puits	rempli
	Fox Lake	Vauquelin	1 puits	rempli
	Copper Hill	Dufresnoy	1 puits	rempli
	Cook Copper	Montbeillard	1 puits	rempli
Total 1983 : 10 sites				
1984	Gagné	Coleraine	ciel-ouvert	rempli
	Bouchard-Cléricky	Cléricky	2 puits	remplis
	Lake-Rose	Currie	1 galerie	remplie
	South Dufault	Rouyn	2 puits	remplis
	W. Parker	Bigelow	puits fosses	remplis
	Rochette	Launay	1 puits	rempli
Total 1984 : 6 sites				
Grand Total : 41 sites				

En ce qui concerne finalement les fermetures permanentes, nous comptons 41 sites au total.



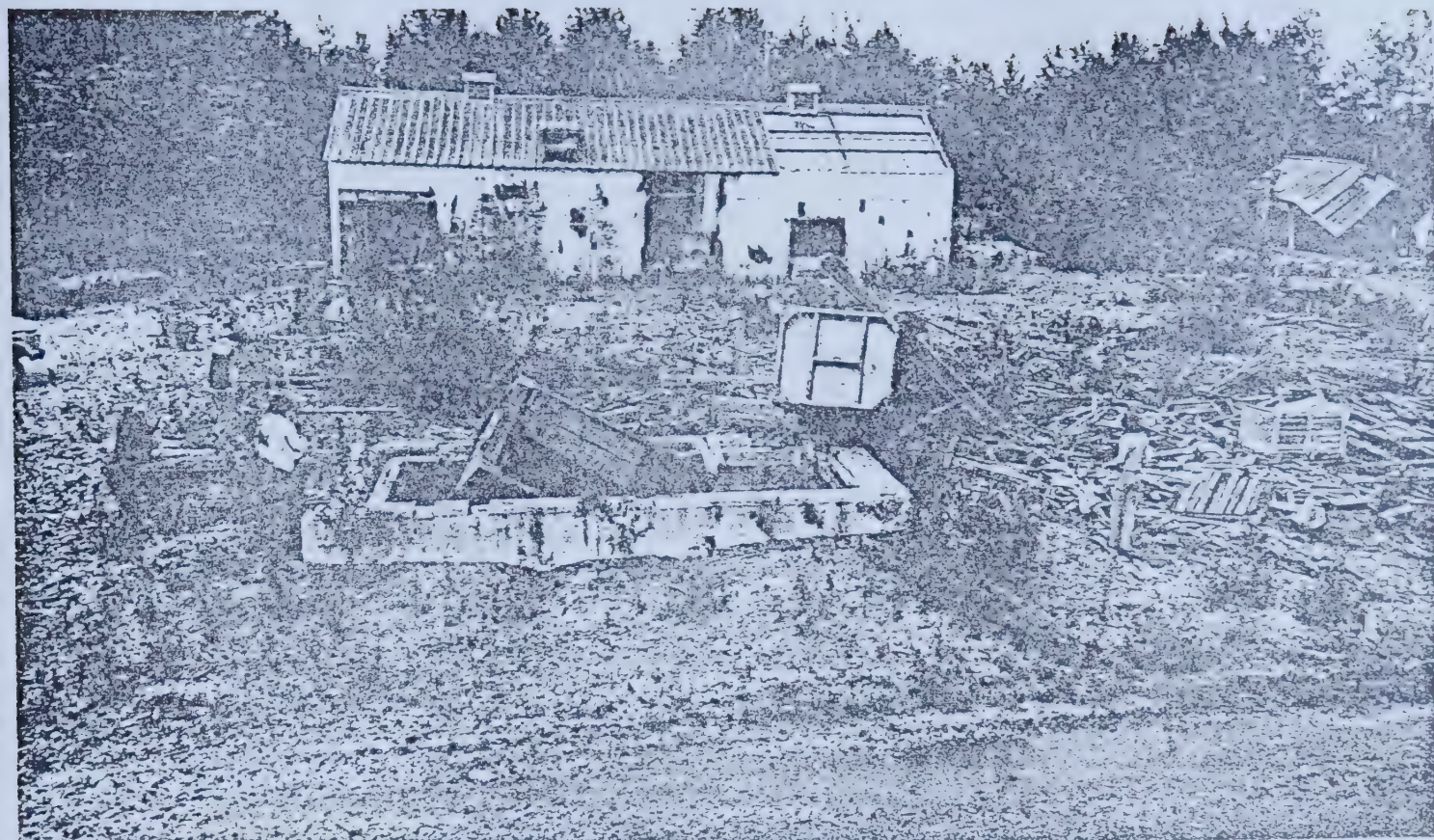
Photographie no. 1

Panneau d'avertissement de danger utilisé au Québec par le Ministère de l'Energie et des Ressources.



Photographie no. 2

Vue générale d'un site d'exploration dont la restauration n'a pas été suivi d'une revégétation (région de Ham-Nord, Cantons de l'Est).



Photographies nos 3 et 4 : Vue de type avant-après d'une dalle coulée sur place (Mine Pershcourt-Goldfields).



Conclusion

Après avoir décrit les différentes méthodes utilisées pour la fermeture temporaire et permanente d'ouvertures dangereuses, nous avons pu voir que certains travaux avaient été réalisés au Québec dans le but de réduire certains risques de chutes vis-à-vis de l'ensemble de la population. Ainsi 94 sites ont été fermés temporairement et 41 de façon définitive depuis 1975. En ce qui concerne le premier groupe et surtout pour les sites où l'on a utilisé une clôture, un entretien régulier est nécessaire et même un remplacement d'une partie ou de l'ensemble de la clôture après une certaine période qui peut varier entre 10 et 20 ans. Même si cela souligne certaines questions, il demeure qu'un immense rattrapage reste à faire pour tous les autres sites jugés dangereux, qu'ils soient situés sur des terres de la Couronne ou sur des terrains privés. Rappelons également qu'en termes de protection de l'environnement, tout le véritable travail de restauration et de réhabilitation reste à faire pour le presque totalité des sites, sécurisés ou non. En effet, bien peu de sites ont en même temps été restaurés; la plupart d'entre eux sont encore et toujours jonchés de déchets et de ferrailles qui offensent l'oeil et l'environnement et qui ne sont bien souvent que la pointe de l'iceberg du problème de la pollution provenant des aires minières abandonnées.

Nous croyons fermement que l'effort fourni jusqu'à maintenant par le Ministère Energie et Ressources doit être poursuivi et appuyé de ressources budgétaires réalistes si l'on veut résoudre une fois pour toutes ce problème d'ici l'an 2 000.

Remerciements

L'auteur désire exprimer ici ses remerciements au Ministère Energie et Ressources du Québec ainsi que le département des mines du ministère de l'intérieur américain pour leur aide et autorisations de publier les renseignements compilés dans cette communication.



Photographie no 5
Clôture temporaire disposée
au-dessus d'un puits
abandonné.
Mine Huntingdon, Eastman.

Bibliographie

- BOIVIN, D.J. (1984), La réhabilitation des carrières et sablières, un coup de main à l'environnement, Ministère de l'Environnement du Québec, 38 p.
- BOIVIN, D.J. (1983), "Les mines et carrières abandonnées au Québec, description du danger qu'elles représentent", in: De Toute Urgence Vol. 14 no. 3, Décembre 1983, pp. 233-246
- BOIVIN, D.J. (1982), "Réclamation and public security at mining sites in the southern part of Québec province" in: Proceedings of the 7th annual meeting- Canadian Land Reclamation Association, Sydney, Nova Scotia, Aug. 29-Sept.1, 1982, pp. 143-156.
- BOIVIN, D.J. (1981) "Analyse de la législation actuelle au Québec en matière de restauration et de réaménagement de mines et carrières abandonnées" in: Cahiers de géographie du Québec, Vol. 25 no. 65, pp. 269-282.
- COPPIN, N.J. & A.D. BRADSHAW (1983) Quarry reclamation, Mining journal books, 112 p.
- HACKETT, Brian (ed.) (1977), Landscape reclamation practice IPC-Science and Technology Press, Gilford-England, 235 p.
- LeROY, Jean-Claude & H. KELLER (1972) "How to reclaim mined areas, tailing ponds, and dumps into valuable land" in: World mining Vol. 25 no. 1 (Jan. 1972), pp. 34-41
- NUS CORP (1979) Hazardous surface openings to abandoned underground mines, Black Hills National forest, Vol. 1; Appendices A & B, prepared for Bureau of Mines, Washington DC' Publication PB80-204472.
- ONTARIO MINISTRY OF NATURAL RESOURCES (1975) Vegetation for the rehabilitation of pits and quarries, Forest management branch, 38 p.
- STAUFFER, Truman P. (1978) "Kansas City: a center for secondary use of mined-out space" in: UTGARD, R.O. et al. Geology in the urban environment, pp. 176-186.

- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1973) Processes, Procedures and methods to control pollution from mining activities. Washington, Oct. 1973, 390 p.
- WALLWORK, K.L. (1974) Derelict land - origins and prospects of a land-use problem, Problems in modern geography, David & Charles. London, 333 p.

MISE RAPIDE EN VEGETATION DE REJETS MINIERES ACIDES ET ALCALINS
DU QUEBEC: PROBLEMATIQUE ET RESULTATS D'ESSAIS EN SERRES

PAQUET, A. et M.P. CESCAS
DEPARTEMENT DES SOLS

FACULTE DES SCIENCES DE L'AGRICULTURE ET DE L'ALIMENTATION
UNIVERSITE LAVAL, QUEBEC G1K 7P4

RESUME

Deux types de résidus, un alcalin provenant de l'exploitation des Mines Madeleine Ltée (Gaspésie) et l'autre acide du site d'East Sullivan (Abitibi) ont été utilisés dans une expérience en serres dans le but de déterminer les traitements (différentes espèces de plantes, matériel de recouvrement, application de chaux et d'engrais) permettant une implantation rapide de plantes couvertures adaptées. Après une revue de la problématique de la gestion de ces types de résidus les résultats d'une expérience en serres, suivant des protocoles du type split-plot, sont présentés. On a pu remarquer:

- 1) la difficulté de l'établissement rapide du lotier corniculé;
- 2) l'effet bénéfique de l'incorporation en surface d'un matériel de recouvrement;
- 3) et que les graminées ont produit une bonne quantité de matière sèche et répondent relativement bien à l'ajout d'engrais.

SUMMARY

Two types of mining residues, one alkaline from Mines Madeleine Ltd. (Gaspésie) and one acid from East Sullivan (Abitibi) have been used in a glasshouse experiment in order to find the treatments (plant species, soil addition, lime application and fertilizers broadcasting) which would favor a quick cover. After having reviewed the problems associated with the management of these types of residues, the results of a glasshouse experiment, following a split-plot design, are presented. It has been found:

- 1) that birdsfoot trifoil had much difficulty establishing itself;
- 2) that a soil amended residue was a better medium for plant growth and;
- 3) that grasses produced a good quantity of dry matter and responded well to fertilisation.

I - INTRODUCTION

Les quantités importantes de minerais traités par l'industrie minière occasionnent des problèmes au niveau de la gestion de ces déchets. Une gestion inappropriée de ces masses résiduelles pose d'importantes contraintes environnementales et sociales.

Le confinement dans les haldes de déchets s'avère souvent inefficace pour empêcher toute atteinte au milieu naturel. Les résidus peuvent, sous l'action du vent et de l'eau, être dispersés dans l'environnement. En conséquence, les cours d'eau situés en aval du parc à résidu et la végétation qui pousse à proximité du site peuvent être affectés. Quelques fois, les ouvrages de rétention s'avèrent mêmes incapables de jouer leur rôle premier qui est d'éviter les déversements massifs de résidus dans l'environnement.

Ces lieux, inesthétiques par surcroît, constituent donc une source potentielle de contamination et nous obligent dès à présent, à adopter une gestion planifiée de ces déchets.

La remise en état du site par voie végétative est une méthode de stabilisation qui présente des avantages marqués par rapport aux méthodes physiques et chimiques couramment utilisées. Une mise en végétation réussie offre, en effet, une stabilité accrue à la masse de résidus, diminue l'infiltration d'eau et d'oxygène (réactifs impliqués dans la production d'eaux acides) et améliore grandement l'apparence des lieux.

L'établissement d'une communauté végétale sur le site exige au préalable une évaluation des caractéristiques physiques et chimiques des résidus afin d'en dégager les conditions adverses à l'implantation des plantes. Dans la majorité des cas, des amendements devront être apportés afin de favoriser l'implantation des différentes espèces végétales sélectionnées en fonction des conditions du site.

L'emploi de la végétation pourra permettre éventuellement une stabilisation permanente des résidus en isolant efficacement le parc à résidus de son environnement immédiat.

II - DESCRIPTION DES SITES

Le gisement de cuivre des Mines Madeleine Ltée est situé à 53 kilomètres de Ste-Anne-des-Monts (Gaspésie). Il se présente dans des roches ordoviciennes, à environ 300 mètres à l'ouest du contact de l'intrusif granitique des Monts McGerrigle (âge dévonien) et à l'intérieur de la zone d'altération qui le ceinture. La minéralisation qui le compose consiste principalement en chalcopryrite et bornite et se rencontre le long de fractures ou est faiblement disséminée dans la matrice de la roche-hôte.

La découverte du gisement remonte à juillet 1964. Jusqu'à sa fermeture en juin 1982, la compagnie en a extrait quelque 7 379 273 t.m. de minerais titrant en moyenne 1,08% de cuivre et 9,0 g/t d'argent.

Les Mines Madeleine Ltée disposent de 2 bassins de rétention pour l'élimination de ses résidus. Ces bassins occupent une superficie d'environ 5 hectares et ont été aménagés de façon à profiter le plus possible de la topographie accidentée des lieux. Les rejets d'exploitation sont constitués d'environ 319 000 t.m. de stériles (gangue, matériel extrait pour atteindre le gisement) et de 6 774 867 t.m. de résidus fins libérés lors de la concentration du minerai par la méthode de flottation. La masse de résidus s'établit ainsi à environ 7 094 000 t.m. soit 96,1% du matériel extrait.

Le site minier exploité par la compagnie East Sullivan Mines Ltd est situé dans le canton de Bourlamaque en Abitibi, à environ 7 kilomètres au sud-est de la ville de Val d'Or.

Les indices minéralisés furent découverts à la suite de sondages effectués, en 1944-45, sur des anomalies géophysiques au sol (magnétomètre). La minéralisation, massive ou disséminée, se retrouve principalement dans des roches volcaniques altérées (Archéen); elle se présente sous forme de chalcopryrite, sphalérite, galène, or natif, pyrite, arsénopyrite, pyrrhotine, marcassite, ilménite et magnétite.

La production de concentrés de cuivre et de zinc a commencé le 2 janvier 1949 et s'est poursuivie de façon continue jusqu'à la fermeture, le

novembre 1966. Durant toute la durée de l'exploitation, le concentrateur a traité quelque 14 951 943 t.m. de minerai par la méthode de flottation et produit 141 039 t.m. de cuivre, 72 995 t.m. de zinc, 193 067 t.m. de pyrite, 88,45 t.m. de cadmium, 3 232 945 grammes d'or et 98 073 565 grammes d'argent.

L'unique parc à résidus de la compagnie occupe une superficie de 122 hectares et a une hauteur d'environ 8 mètres. On a pu estimer la masse de résidus à près de 14 544 653 t.m. soit un volume approximatif de 9 962 091 m³.

1. Résultats des analyses physiques et chimiques

Deux échantillons ont été recueillis sur les parcs à déchets des Mines Madeleine Ltée: le premier provient de la zone située en périphérie du bassin ou "plage" alors que le second fut prélevé à proximité de la zone centrale du bassin. Les propriétés physiques de ces 2 échantillons apparaissent au tableau 1.

Tableau 1. Propriétés physiques des résidus des Mines Madeleine Ltée et d'East Sullivan Ltd

		Mines Madeleine		East Sullivan
		Bordure	Centre	Bordure
Analyse texturale:	% < 2 mm	100,0%	100,0%	100,0%
	% sable	49,0%	13,0%	47,9%
	% limon	48,5%	84,0%	47,2%
	% argile	2,5%	3,0%	4,9%
Classification texturale:		Loam sableux très fin	Limon	Loam sableux
Paramètres hydriques:	0,1 bar	38,4%		32,3%
	0,3 bar	25,4%		25,5%
	15,0 bars	9,3%		10,0%
Eau disponible		16,1%		15,5%
Masse volumique apparente:		1,41 g/cc		1,46 g/cc

Table 1. Physical properties of residues from Mines Madeleine, Ltée and East Sullivan Mines, Ltd

Aucun des échantillons prélevés ne contient des particules d'un diamètre supérieur à 2 mm; cependant, les pourcentages de sable et de limon montrent des différences marquées en raison de la sédimentation des particules de sable tout près de la zone d'arrivée de l'effluent. Quant au pourcentage d'argile, il demeure sensiblement le même dans les deux échantillons. La quantité d'eau disponible pour la végétation s'apparente à celui d'un sol sableux normal et est du même ordre de grandeur que celui observé chez des résidus comparables. La masse volumique apparente est également typique d'un sol sableux normal.

Divers critères agronomiques ont été mesurés sur l'échantillon provenant de la périphérie du parc à résidus ainsi que sur un autre échantillon prélevé, vraisemblablement, à partir du même matériel de recouvrement glaciaire que celui sur lequel reposent les résidus d'exploitation. Les résultats sont regroupés au tableau 2.

Tableau 2. Propriétés chimiques des résidus des Mines Madeleine Ltée et d'East Sullivan Ltd

	Mines Madeleine		East Sullivan	
	Résidus	Till	Résidus	sol adjacent
pH (eau 1:1)	8,6	5,2	3,2	5,3
% Matière organique	0,4	0,5	0,14	1,6
C.E.C. (méq/100 g)	6,3		4,0	8,33
Eléments disponibles (kg/ha) P	115	420	280	49
K	369	29	16	78
Mg	65	7	101	101
Ca	5263	67	336	336
Na	99	40	108	22
Bases échangeables (méq/100 g)	12,6	0,3	1,35	1,25
% Saturation en bases	199		33,8	15,0
Acidité échangeable H ⁺ (méq/100 g)			2,65	7,08

N.B. Les méthodes analytiques utilisées sont celles employées par le C.P.V.Q.

Table 2. Chemical properties of residues from Mines Madeleine, Ltée and East Sullivan Mines, Ltd

Selon les critères agronomiques, les résidus des Mines Madeleine Ltée sont: alcalins, présentent un contenu très faible en matière organique, passable en P, bon en K et Mg, élevé en Ca et normal en Na. Le pourcentage élevé de saturation en bases s'explique par la présence d'une forte quantité de carbonate de calcium dans ces résidus. Quant au till d'origine glaciaire, il est acide et bien pourvu en P et peut donc représenter un choix possible comme matériel d'amendement étant donné son abondance et sa disponibilité.

Les données physiques des résidus d'East Sullivan Mines Ltd (tableau 1) sont, en tout point, similaires à celles observées sur les résidus des Mines Madeleine Ltée. La texture de l'échantillon prélevé est celle d'un loam sableux.

Les résidus d'East Sullivan Mines Ltd présentent un contenu en matière organique à peu près nul et un contenu en K également très faible (tableau 2). Les contenus en P, Ca et Na sont adéquats et quelque peu élevés en Mg. L'ajout d'un matériel de recouvrement de surface comme mesure d'amendement (celui qui ceinture le parc à résidus) palierait partiellement aux déficiences notées chez le résidu. La capacité d'échange cationique du résidu est très faible et son pourcentage de saturation en base nettement insuffisant. Dans les deux matériels prélevés, l'acidité échangeable étant plus importante que l'ensemble des bases échangeables, l'ajout d'un amendement calcaire sera donc nécessaire afin de favoriser une reprise de la végétation sur la surface du parc à résidus.

La détermination du besoin en chaux de ces deux "sols" fut effectuée par le procédé SMP (Shoemaker H.E. et al., 1962). Les quantités de chaux nécessaires pour ramener le pH à un niveau de 6,5 furent respectivement évaluées à 6,3 T/ha et 8,4 T/ha pour le sol adjacent et le résidu minier.

2. Climat

Le site des Mines Madeleine Ltée se situe dans la zone cryoboréale modérément froide à régime perhumide i.e. qu'il n'y a pas de manque d'eau significatif au cours de la saison de végétation. Quant au site minier d'East Sullivan Mines Ltd, il se situe dans la zone de température boréale froide

perhumide.

Les données présentées au tableau 3 nous montrent que les conditions climatiques au site minier d'East Sullivan (Abitibi) sont, dans l'ensemble, plus propices à l'établissement d'une végétation sur des résidus. En effet, la température moyenne annuelle, les degrés-jours de croissance, la période sans risque de gel ainsi que la durée de la saison de croissance favorisent le site abitibien.

Tableau 3. Données climatiques pour le site des Mines Madeleine Ltée et d'East Sullivan Mines Ltd

	Mines Madeleine Ltée*	East Sullivan Mines**
Température moyenne annuelle (°C)	,11	1,4
Degrés-jours de croissance	1109-1195	1200
Période sans gel (début) (durée en jours)	début juin 79-93	début juin 98
Saison de croissance (début) (durée en jours)	mi-mai 152-159	début mai 160
Précipitations (cm/année) (cm durant saison de croissance)	182 60	90 45
* Approximé à partir des données fournies par Les Mines Madeleine Ltée et Dubé <u>et al.</u> , 1982.		
** Murray D.R., 1977.		

Table 3. Climatic data for Mines Madeleine, Ltée and East Sullivan Mines, Ltd sites

Au site des Mines Madeleine Ltée, de forts vents balaient les parcs à résidus qui sont situés à l'intérieur de cirques glaciaires; ces vents accélèrent la déshydratation du site et soulèvent les fines particules de résidus miniers. Il se forme ainsi des nuages de poussières qui ont un effet abrasif sur les jeunes pousses lors de la phase d'implantation de la végétation. Fort heureusement, les précipitations au cours de la saison de croissance y sont abondantes (60 cm/an).

III - EXPERIMENTATION EN SERRE

Afin de vérifier l'impact qu'auraient certains paramètres, tant physiques que chimiques, sur la croissance des diverses espèces végétales choisies, un dispositif "Split-split plot" fut élaboré et mis en place pour une période de 105 jours. Les divers traitements évalués sont résumés dans les tableaux 4 et 5.

Tableau 4. Schéma illustrant le dispositif expérimental utilisé pour le site des Mines Madeleine Ltée

Résidus			Résidus + sol		
E0	E1	E2	E0	E1	E2
<u>LAM</u>	<u>LAM</u>	<u>LAM</u>	<u>LAM</u>	<u>LAM</u>	<u>LAM</u>

Spécifications:

- Epaisseur du sol (adjacent au site minier) ajoutée et mélangée jusqu'à une profondeur de 15 cm: 4 cm.
- Nombre de répétitions: 5
 - L = Lotier Corniculé (semis: 8 kg/ha)
 - A = Agropyre de l'ouest (semis: 12 kg/ha)
 - M = Mélilot blanc (sur résidu seul; semis: 15 kg/ha)
- Pour le Lotier et le Mélilot blanc
 - Niveau d'engrais E0 = aucun engrais
 - E1 = 600 kg/ha 5-20-10
 - E2 = 1200 kg/ha 5-20-10
- Pour l'Agropyre de l'ouest
 - Niveau d'engrais E0 = aucun engrais
 - E1 = 700 kg/ha 17-17-17
 - E2 = 1400 kg/ha 17-17-17

Table 4. Experimental treatments used with Mines Madeleine, Ltée residues

Dans le but d'évaluer l'effet bénéfique de l'incorporation d'un matériel plus favorable aux plantes, le résidu fut recouvert d'une couche de sol de 4 cm d'épaisseur puis mélangé, jusqu'à une profondeur de près de 15 cm, afin d'obtenir un substrat homogène. Le sol ajouté est semblable à celui qui repose sous l'amas de résidus; en principe, son incorporation devrait faciliter l'implantation des espèces végétales adaptées qui ceintureront

Tableau 5. Schéma illustrant le dispositif expérimental utilisé pour le site d'East Sullivan Mines Ltd

Résidus						Résidus + sol					
C1			C2			C1			C2		
E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3	E1	E2	E3
LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA	LFA

Spécifications:

- Epaisseur de sol (adjacent au site minier) ajoutée et mélangée jusqu'à une profondeur de 15 cm: 4 cm
- Nombre de répétitions: 5
- Pour les résidus sans ajout de sol:
 - Dose de chaux C1 = 8,25 T/ha
 - C2 = 16,50 T/ha
- Pour les mélanges sol-résidus:
 - Dose de chaux C1 = 6,0 T/ha
 - C2 = 12,0 T/ha
 - L=Lotier Corniculé (semis: 8 kg/ha)
 - F=Fétuque Rouge (semis: 10 kg/ha)
 - A=Alpiste Roseau (semis: 12 kg/ha)
- Pour toutes les espèces:
 - Niveau d'engrais E1: 350 kg/ja 17-17-17
 - E2: 700 kg/ha 17-17-17
 - E3: 1050 kg/ha 17-17-17

Table 5. Experimental treatments used with East Sullivan Mines, Ltd residues

présentement le site minier.

Des quantités variables de chaux dolomitique furent ajoutées aux résidus d'East Sullivan Mines Ltd dans le but de ramener le pH à une valeur permettant l'implantation des espèces choisies. Une détermination du besoin en chaux par le procédé SMP (Shoemaker H.E. et al., 1962) a permis d'évaluer, au préalable, la quantité de chaux nécessaire pour neutraliser le pH tout en tenant compte de l'acidité potentielle qui peut se développer dans le milieu. Les diverses quantités ajoutées furent incorporées aux résidus deux (2) semaines avant la date de semis et ce afin de permettre l'ajustement du pH avant l'introduction des semences.

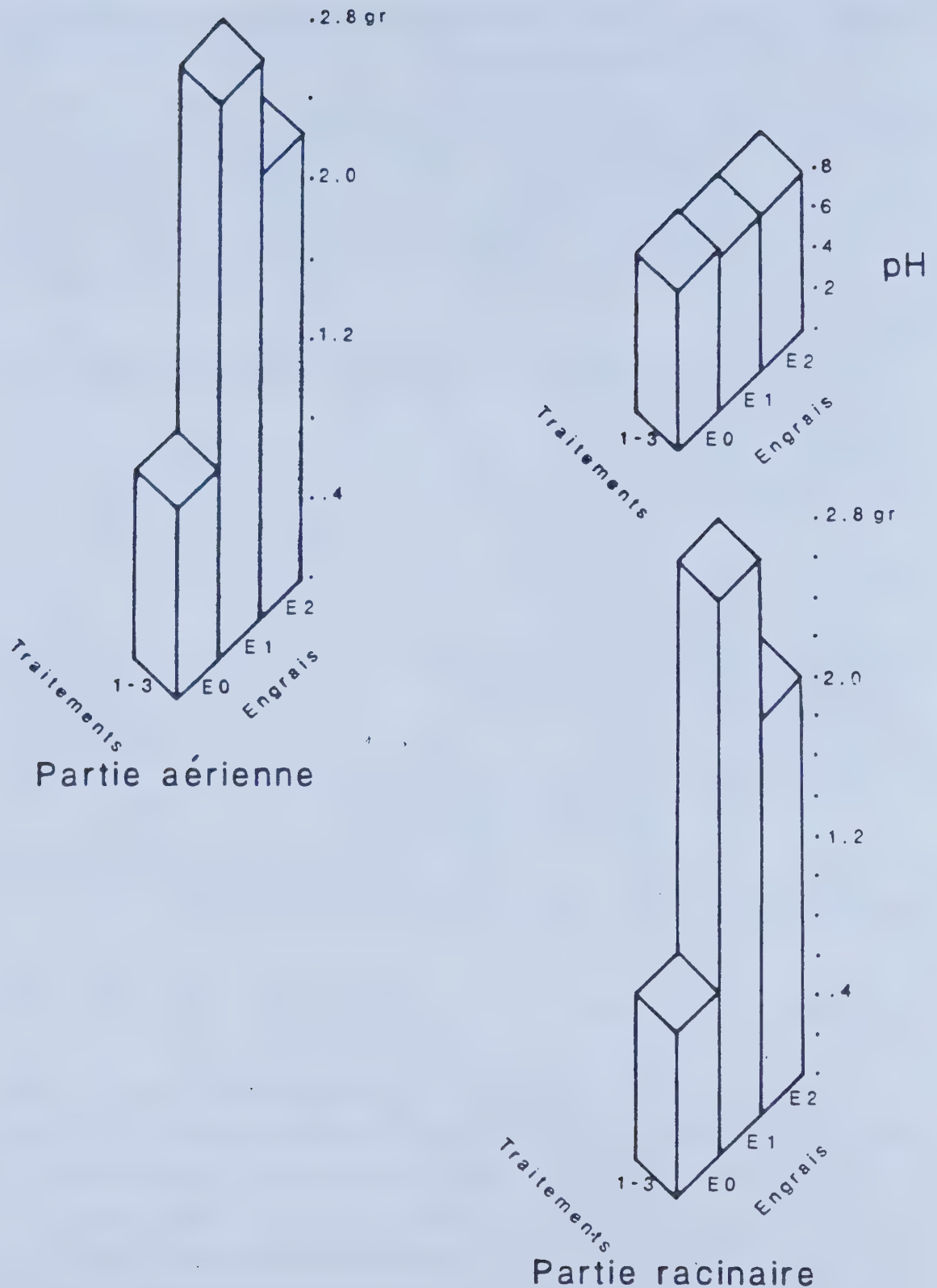


FIGURE 1. pH du sol et production en serre de matière sèche par le méfilot blanc sur des résidus provenant de Mines Madeleine Ltée

Soil pH and dry matter production by a crop of white sweet clover grown in a glasshouse on residues from Mines Madeleine, Ltée

Lotier Corniculé

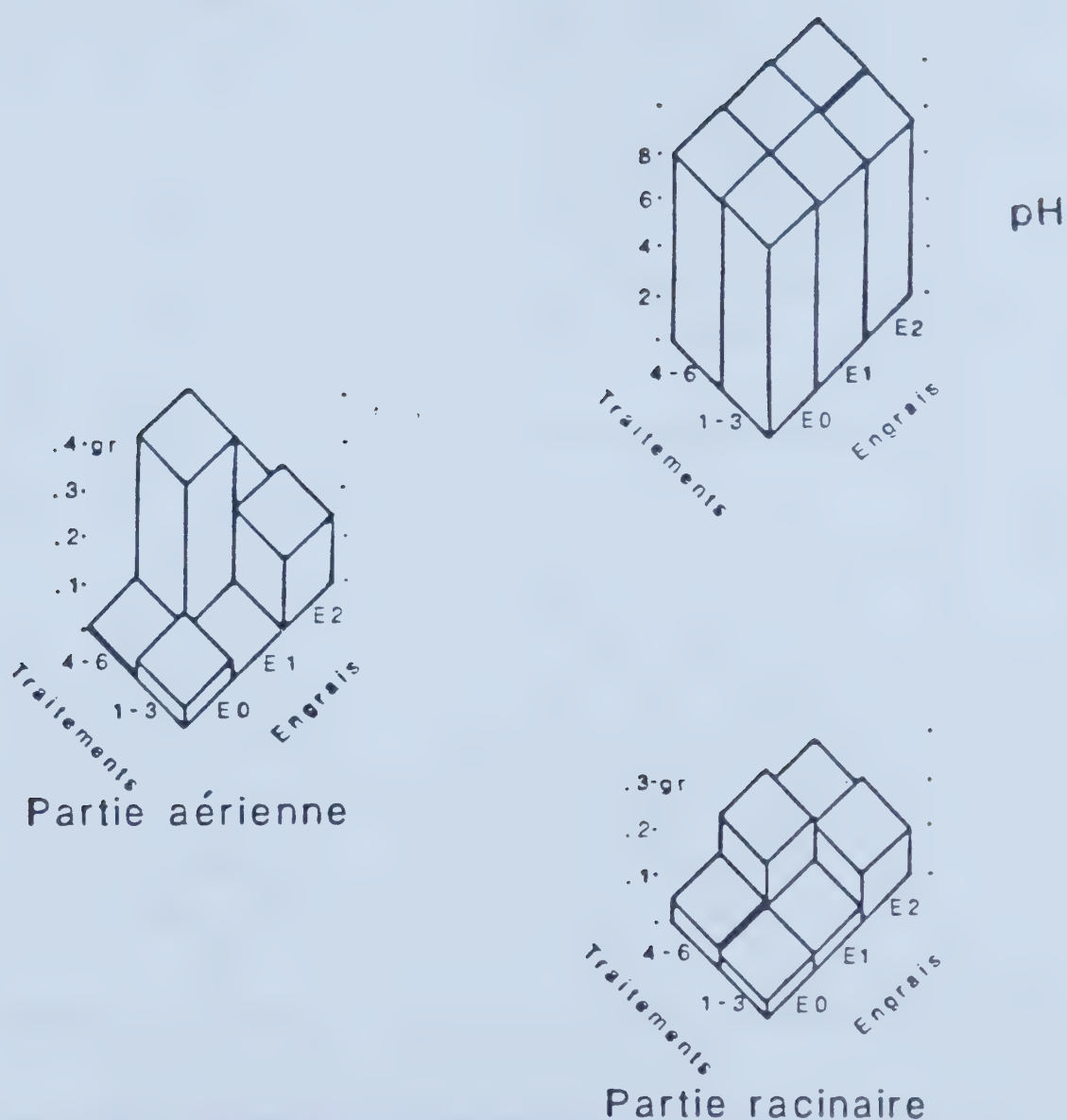


FIGURE 2. pH du sol et production en serre de matière sèche par le lotier corniculé sur des résidus provenant de Mines Madeleine, Ltée

Soil pH and dry matter production by a crop of birdsfoot trefoil grown in a glasshouse on residues from Mines Madeleine, Ltée

Agropyre de l'Ouest

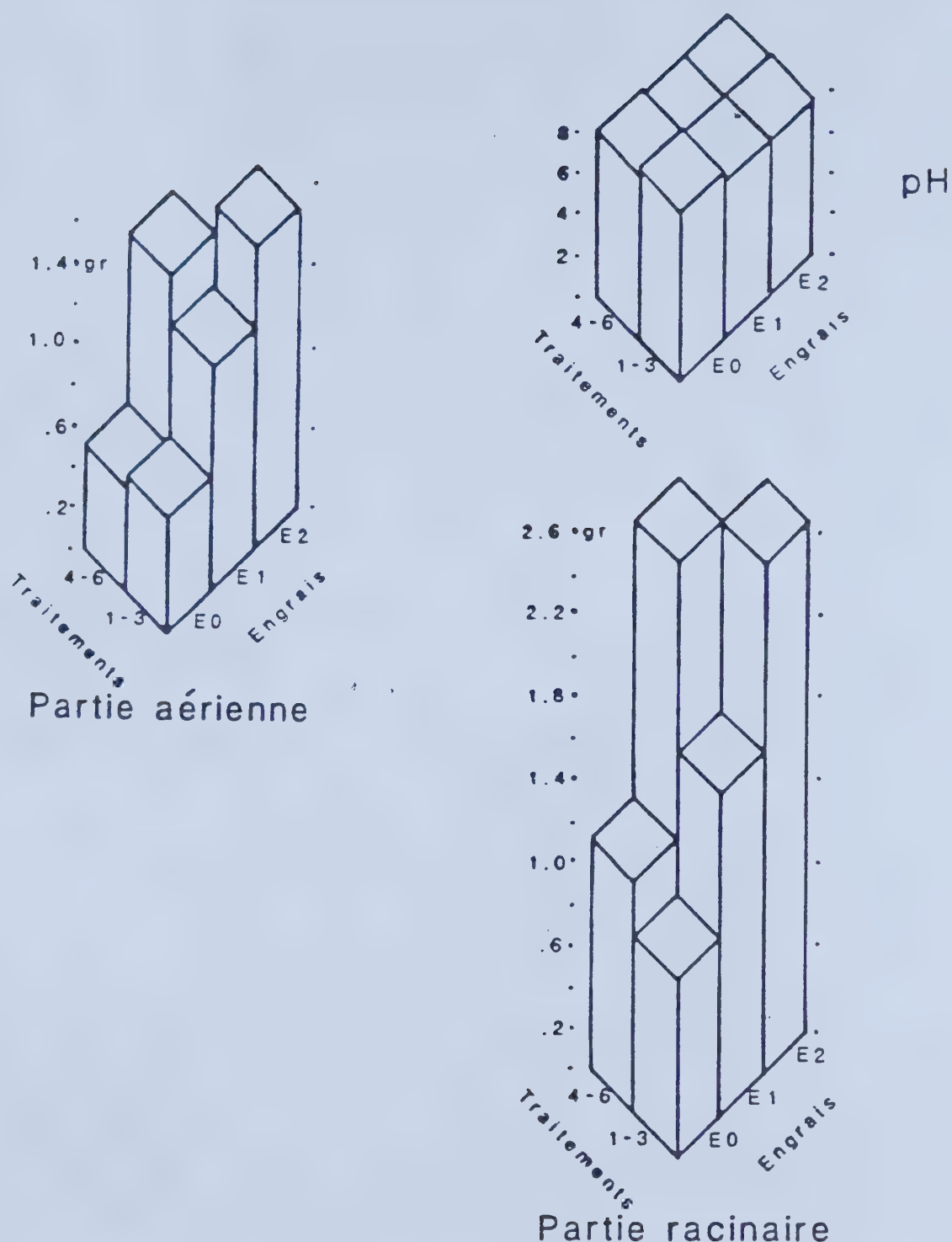


FIGURE 3. pH du sol et production en serre de matière sèche par l'agropyre de l'ouest sur des résidus provenant de Mines Madeleine, Ltée

Soil pH and dry matter production by a crop of western wheatgrass grown in a glasshouse on residues from Mines Madeleine, Ltée

Lotier Corniculé

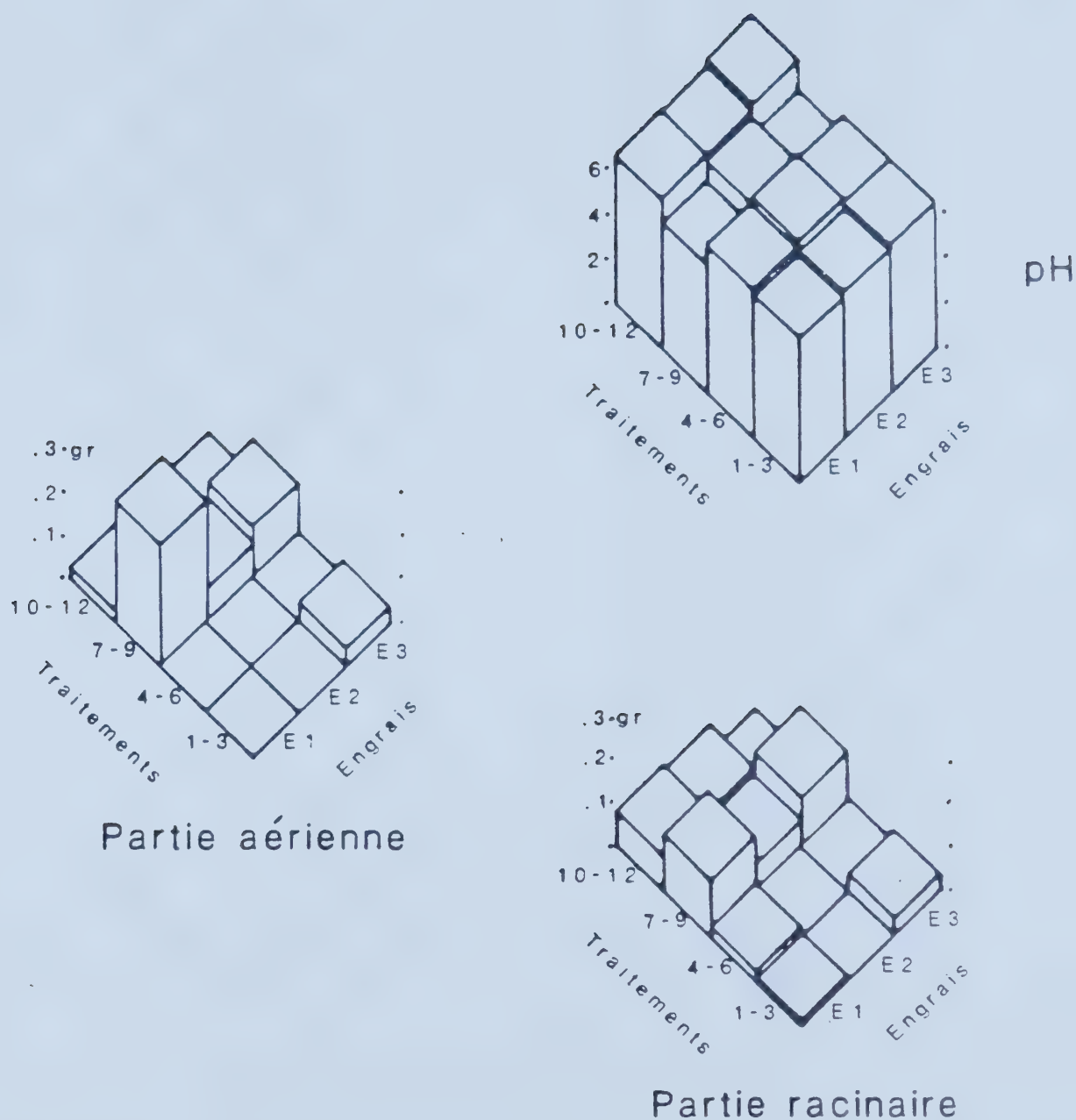


FIGURE 4. pH du sol et production en serre de matière sèche par le lotier corniculé sur des résidus provenant d'East Sullivan Mines, Ltd

Soil pH and dry matter production by a crop of birdsfoot trefoil grown in a glasshouse on residues from East Sullivan Mines, Ltd

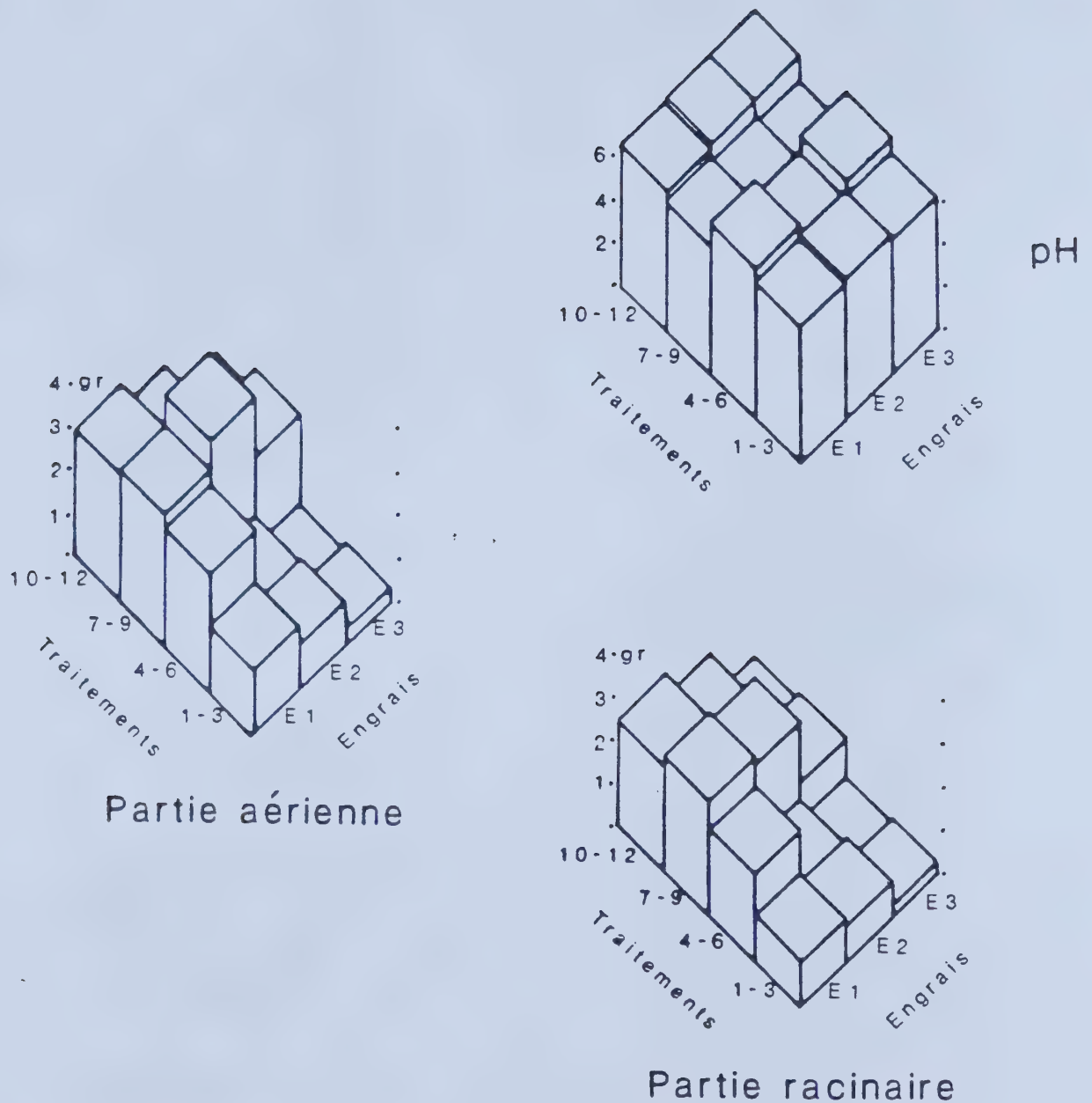


FIGURE 5. pH du sol et production en serre de matière sèche par la fétuque rouge sur des résidus miniers provenant d'East Sullivan Mines, Ltd

Soil pH and dry matter production by a crop of red fescue grown in a glasshouse on residues from East Sullivan Mines, Ltd

Alpiste Roseau

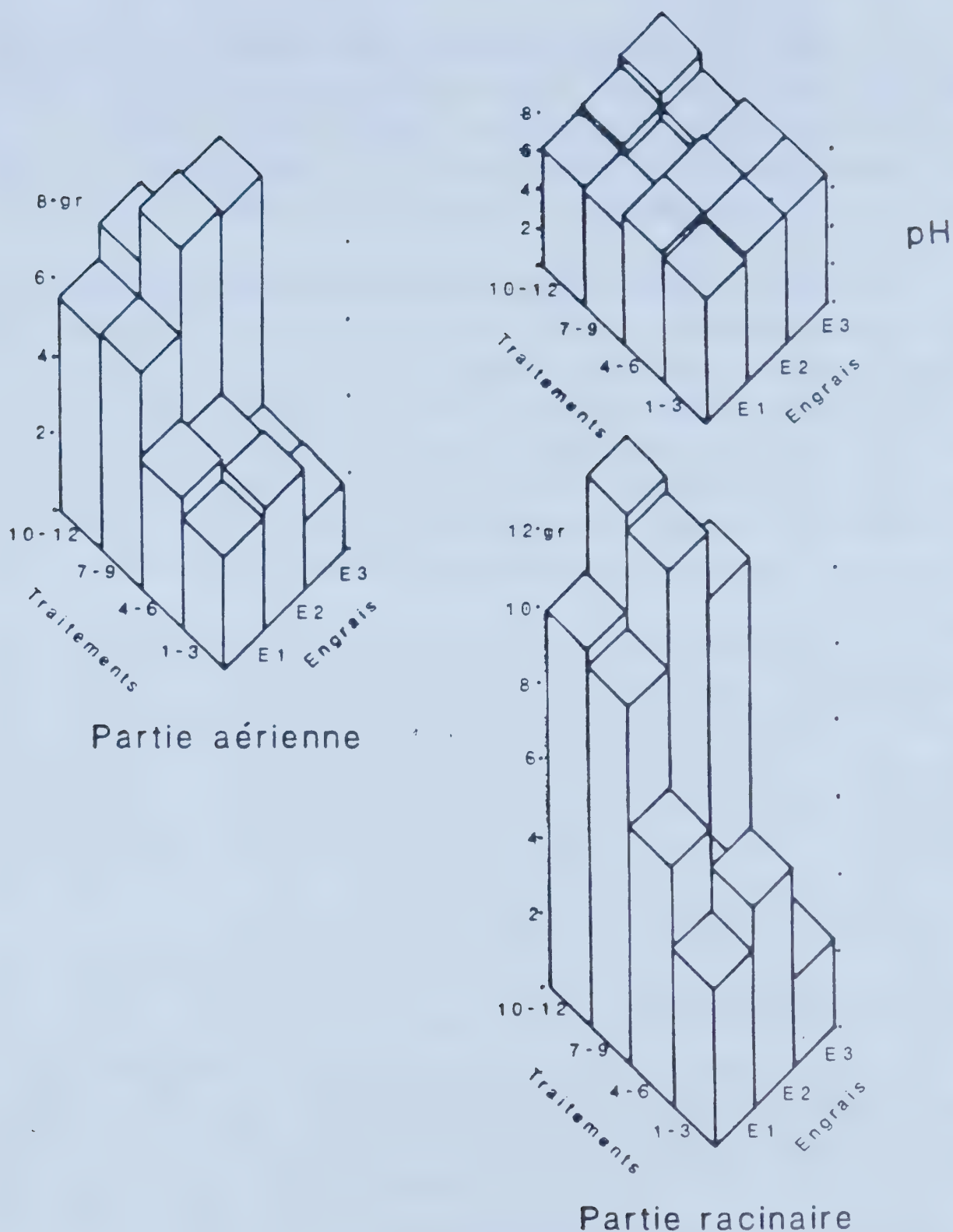


FIGURE 6. pH du sol et production en serre de matière sèche par l'alpiste roseau sur des résidus provenant d'East Sullivan Mines, Ltd

Soil pH and dry matter production by a crop of reed canarygrass grown in a glasshouse on residues from East Sullivan Mines, Ltd

Des doses croissantes d'engrais furent également ajoutées aux résidus. Les quantités appliquées tiennent compte des analyses du sol et des divers résidus ainsi que des besoins spécifiques de chaque espèce que l'on vise à planter. Dans tous les cas, l'engrais fut finement broyé et incorporé, de la façon la plus homogène possible, avec les résidus.

Les caractéristiques des diverses plantes qui furent sélectionnées, en vue de l'implantation sur les résidus, devraient, en principe, leur permettre de résister aux propriétés adverses rencontrées dans le milieu. Il est important de noter que les plantes qui ont été retenues ne sont que le résultat d'une sélection et que d'autres plantes auraient également pu répondre aux critères de sélection. Lorsque les conditions se seront suffisamment améliorées, diverses espèces indigènes autour du site pourront s'implanter sur le site et délogeront sans doute les espèces semées initialement.

Deux légumineuses et une graminée ont été sélectionnées pour être implantées dans les résidus des Mines Madeleine Ltée; ce sont le Lotier Corniculé (*Lotus Corniculatus* "Léo"), le Mélilot blanc (*Mélilotus Alba* "White Blossom") et l'Agropyre de l'ouest (*Agropyron Smithii*). Parmi les trois espèces qui furent essayées sur les résidus acides d'East Sullivan Mines Ltd en Abitibi, on note deux graminées soit la Fétuque Rouge (*Festuca Rubra*) et l'Alpiste Roseau (*Phalaris Arundinacea* "Vantage") ainsi qu'une légumineuse soit le Lotier Corniculé (*Lotus Corniculatus* "Léo").

IV - RESULTATS ET DISCUSSION

Les résultats statistiques ayant été fournis ailleurs (Paquet, 1985), seuls les effets moyens des traitements sont donnés schématiquement dans les figures 1 à 6.

1. Cas des résidus des Mines Madeleine Ltée

a) Effet des traitements sur le pH du milieu de croissance

On note qu'il existe une différence significative (au niveau de confiance de 95%) entre les valeurs du pH des pots n'ayant reçu aucun engrais

(traitements 1 et 4) et ceux ayant reçu la plus forte dose d'engrais (traitements 3 et 6). Ce fait se rencontre d'ailleurs chez toutes les espèces végétales utilisées lors de l'expérience. On est à même de constater l'effet acidifiant (d'ailleurs prévisible) provenant de l'oxydation des groupes NH_4^+ des différentes formules d'engrais.

b) Production de matière sèche par la partie aérienne des différentes plantes

La production de matière végétale fut directement influencée par les apports d'engrais ainsi que par le niveau de pH présent dans le milieu. Il existe une différence significative entre la production des plants de Lotier pour le traitement 5 (résidu+sol+dose simple d'engrais) et celle obtenue avec les traitements 2 et 4.

On remarque également que l'ordre croissant de production de matériel végétal est, à peu de chose près, l'ordre inverse des résultats des mesures du pH. Cet apport d'engrais au milieu peut agir de deux façons sur la plante: d'abord des éléments nutritifs sont fournis par l'engrais puis, suite à l'acidification observée, le niveau de pH rend certains éléments, présents initialement dans le résidu, plus disponibles pour la croissance des plantes.

La situation relevée précédemment demeure beaucoup plus obscure chez les autres espèces utilisées i.e. l'Agropyre de l'ouest et le Mélilot Blanc. Ces dernières, en effet, ne montrent aucune différence significative entre les divers traitements employés; toutefois, il s'y dégage également une tendance à une plus grande production de matériel végétal suite à une baisse du niveau de pH. Le traitement 6, bien qu'il ait provoqué une baisse appréciable du pH, a toutefois conduit à une faible production de matière sèche, compte tenu de l'apport d'éléments nutritifs fournis au milieu.

Les traitements 3 et 5 semblent être ceux qui ont le plus favorisé la production de matière sèche chez le Lotier (maximum atteint de 170 kg/ha) et l'Agropyre (maximum de 800 kg/ha). Quant au Mélilot, il semble bénéficier d'une baisse de son niveau de pH et d'un apport substantiel d'engrais, la production de matériel végétal élaborée par la partie aérienne (maximum de

1534 kg/ha) y a grandement été stimulée au point de presque tripler la quantité de matière sèche initialement produite sans apport d'engrais (526 kg/ha).

2. Cas des résidus des mines d'East Sullivan Ltée

a) Effet des traitements sur le pH des résidus

Sur l'ensemble des traitements, certains ont grandement influencé le niveau du pH du milieu. Ainsi, les traitements 7, 8 et 9 ont donné des valeurs de pH plus acides en comparaison des autres amendements. Les traitements 1 et 2 ont également, mais à un niveau moindre, conduit à des valeurs relativement faibles de pH. En ce qui concerne la tendance à l'acidification observée lors de l'ajout d'engrais aux échantillons des Mines Madeleine Ltée, cette tendance n'est plus apparente dans les échantillons provenant d'East Sullivan Mines Ltd.

b) Effet des traitements sur la production de matière sèche de la partie aérienne des différentes plantes

La production de matériel végétal par le Lotier Corniculé (production maximale de 153 kg/ha de matière sèche) a été nettement inférieure à la production des autres espèces choisies. Il a d'ailleurs été mentionné que cette légumineuse est plutôt lente d'établissement en comparaison de la facilité qu'éprouvent les graminées utilisées; sa présence parmi les espèces établies permettrait toutefois de rehausser le niveau initial d'azote du résidu et ainsi assurer une relative autonomie des lieux. On peut également observer l'effet bénéfique du mélange résidu+sol sur la production aérienne du Lotier Corniculé.

Les milieux les plus acides (soit les traitements 7, 8 et 9) présentent une production significativement supérieure à celle obtenue par les autres traitements.

La Fétuque Rouge a également donné d'excellents résultats dans des milieux de cultures à plus bas pH; le maximum de production fut de 2043 kg/ha. Le traitement 8 (résidu+sol+dose simple de chaux et dose double d'engrais)

diffère significativement de tous les autres traitements employés. De façon générale, on observe que la production de matière sèche a tendance à diminuer lorsque le niveau d'engrais fourni augmente. Parmi les traitements ne comprenant pas d'ajout de sol au milieu, seul le traitement 4 a permis une relativement bonne production de matière sèche; cette dernière se compare avantageusement avec certains traitements comportant un jout de matériel de recouvrement.

L'Alpiste Roseau a été, sans contredit, l'espèce qui a obtenu les meilleurs rendements de production de matériel végétal. L'optimum de la production (4267 kg/ha) a été atteint avec les traitements 8 et 9 impliquant des additions importantes d'engrais. On note, encore une fois, une nette démarcation dans la productivité des traitements sans et avec mélange préalable avec du matériel de recouvrement; dans ce dernier cas, les rendements obtenus sont presque deux fois supérieurs à ceux obtenus sans ajout de matériel d'emprunt.

L'augmentation de la production de matière sèche ne semble plus, dans le cas précis de l'Alpiste Roseau, dépendre de la quantité d'engrais ajouté au milieu. En effet, généralement la production la plus élevée se produit avec des traitements comportant une dose double d'engrais suivis de ceux avec une dose simple d'engrais; la quantité la plus forte d'engrais a, une fois de plus, donné les moins bons résultats.

c) Effet des traitements sur la production de matière sèche racinaire des différentes plantes

La portion racinaire des plants de Lotier permet de tirer certains renseignements supplémentaires quant à l'effet des divers traitements employés. On observe que la production de matériel racinaire tend à décroître à mesure que le niveau d'engrais fourni augmente. La production racinaire a été importante principalement avec les traitements 7 et 9 et atteint une valeur maximale de 71 kg/ha; pour certains traitements, la production du système racinaire a même dépassé la production globale de la partie aérienne (c'est le cas, notamment, pour les traitements 10, 11 et 12).

La production racinaire de la Fétuque Route est habituellement infé-

rieure à sa production aérienne. Les meilleurs résultats (maximum atteint de 1446 kg/ha) ont été obtenus avec les traitements 7, 8 et 10 alors que les plus faibles rendements l'ont été avec les traitements 3 et 6.

Pour l'Alpiste Roseau, on remarque que la production racinaire double presque la production de la partie aérienne. Ici encore, les meilleurs rendements (le maximum atteint a été de 6694 kg/ha) sont survenus dans les conditions les plus acides (pH de 5,0 à 6,0) et préférentiellement suite à l'ajout d'une dose double d'engrais; confirmant ce qui avait été découvert lors de l'analyse des données obtenues par la partie aérienne.

V - CONCLUSIONS

La gestion passée des résidus solides de l'industrie minérale nous pose aujourd'hui des problèmes dont l'ampleur ne pouvait être prévue autrefois. Les méthodes modernes de manutention ainsi que les divers procédés physico-chimiques qui affectent les résidus, sont relativement bien connus et nous permettent dès à présent, de réduire au strict minimum l'impact écologique et sociologique des projets miniers présents et futurs. C'est en raison de ces mêmes impacts et des pertes qui peuvent en découler pour la collectivité, qu'une remise en état des sites d'élimination s'impose. Cette phase corrective s'intègre parfaitement aux travaux d'exploitation et doit être prise en considération dans tout le processus décisionnel sur lequel repose l'exploitation du gisement.

Les anciennes exploitations ne disposaient pas, pour la plupart, de la technologie moderne et nécessitent des correctifs afin de satisfaire aux exigences actuelles. Certaines actions permettent d'obvier aux difficultés causées par une élimination inefficace des déchets miniers. Des méthodes physiques et chimiques ont été développées et nous assurent de la rétention ou de la neutralisation de ces résidus. Toutefois, ces méthodes ne constituent pas une solution permanente puisqu'elles exigent une supervision ultérieure des sites d'élimination de façon à s'assurer de leur efficacité.

La stabilisation végétative des résidus vise à accélérer et faciliter l'introduction d'espèces végétales et animales sur les sites d'élimination d'un

matériel de nature minérale quelconque. Lorsqu'elle s'effectue, les processus naturels qui s'y produisent sont essentiellement les mêmes que ceux qui gouvernent l'élaboration d'une couche de sol à partir de tout matériel d'origine minérale. Suite à cette évolution "provoquée", diverses espèces végétales et animales s'implantent sur le site; parallèlement, les conditions physiques et chimiques qui prévalaient originellement dans la partie minérale se modifient et deviennent plus acceptables pour d'autres espèces présentes autour de la zone d'élimination.

Sur le plan environnemental, la végétalisation des lieux améliore grandement la stabilité de la masse de résidus. L'amas de matériel devient fortement retenu par le réseau enchevêtré que constitue le système racinaire des plantes. Cette rétention empêche efficacement le matériel de quitter la zone d'élimination lors d'épisodes pluvieux, venteux ou encore lors des crues printanières. En plus de capter certains éléments toxiques, les plantes restreignent la pénétration, dans le résidu, de l'oxygène et de l'eau; ces deux constituants étant directement impliqués dans les réactions chimiques d'acidification. On comprend ainsi les bienfaits de l'établissement rapide d'une végétation sur les résidus; plus rapide sera l'intervention, moins élevés seront les dommages à l'environnement immédiat et plus grandes seront les chances d'établir les espèces sélectionnées.

Un essai en serre a été effectué sur deux types de résidus miniers; le premier (Les Mines Madeleine Ltée) est alcalin alors que le second (East Sullivan Mines Ltd) est acide. A partir des résultats obtenus, certaines conclusions ont pu être tirées. Ainsi, on a pu remarquer la difficulté d'obtenir de bons rendements avec la légumineuse sélectionnée (Lotier Cornuculé). Son implantation lente explique la faible production de cette espèce qui est pourtant considérée comme l'une des meilleures espèces à planter dans un milieu acide.

L'effet bénéfique de l'incorporation en surface (c'est-à-dire dans les 15 premiers centimètres du matériel de surface) d'un matériel de recouvrement a également pu être observé sur les résidus acides. Un net contraste dans la production de matière sèche y fut d'ailleurs observé chez l'Alpiste Roseau. L'utilisation de cette dernière forme d'amendement est cependant difficilement

envisageable dans le cas d'un vaste site minier qui n'est plus en opération comme c'est le cas pour East Sullivan Mines Ltd. Pour les résidus alcalins des Mines Madeleine Ltée, le contraste de production est beaucoup moins apparent.

Les graminées ont produit une bonne quantité de matière sèche et répondent relativement bien à l'ajout d'engrais. Toutefois, dans le cas des résidus acides, on a noté chez les graminées, que la meilleure production n'était pas nécessairement reliée à une plus forte dose d'engrais. Un très bon rendement a également pu être obtenu par l'Alpiste Roseau sur les résidus acides d'East Sullivan Mines Ltd; sa production racinaire supérieure à celle de sa partie aérienne le favorise en tant qu'espèce à planter initialement sur ces résidus.

On peut conclure en soulignant le fait que l'implantation d'un matériel végétal est possible mais que des rendements faibles sont à prévoir au début. La persistance d'une végétation sur un résidu hautement sulfureux, acide, demeure toutefois problématique. Une supervision adéquate devrait alors être envisagée de façon à s'assurer que les diverses espèces bénéficieront des correctifs nécessaires à leur survie. Un apport momentané d'azote bénéficiera aux diverses graminées en attendant que le Lotier ou une autre légumineuse, jugée mieux adaptée au milieu, puisse suppléer à ce besoin. Une stratégie mixte à court terme et à long terme est la meilleure à envisager pour une végétalisation durable des sites ayant des résidus miniers.

VI - REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Barbier, J., 1979. Auréole géochimique primaire du gîte de cuivre des Mines Madeleine. Ministère de l'Energie et des Ressources, Direction des levés géoscientifiques. DPV-714.

Paquet, A., 1985. Mise en végétation de rejets miniers acides et alcalins du Québec: essais en serre. Thèse de maîtrise. Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation, Université Laval, Québec, 90 pages.

Québec. Ministère de l'Energie et des Ressources, Service du potentiel minéral. 1982. Fiche de gîte minéral 22G/1-29. Les Mines Madeleine Ltée.

Shoemaker, H.E., E.O. McLean and P.F. Pratt, 1962. Buffer methods for determination of lime requirement of soils with appreciable amount of exchangeable aluminum. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 25: 274-277.

ESTABLISHMENT OF PIONEERING TREES ON AN INACTIVE URANIUM
TAILINGS SITE IN ELLIOT LAKE, ONTARIO (CANADA)

M. Kalin* and M.P. Smith**

Boojum Research Ltd.
139 Amelia street
Toronto, Ontario
M4X 1E6

Abstract

Young populations of White birch (Betula papyrifera) and Trembling aspen (Populus tremuloides) were studied on uranium mill tailings in Elliot Lake, Ontario (Canada), 12 years after amendment of the sites. Trees have become established and survive in very close proximity to each in some areas of the tailings sites. Other areas of the tailings remain completely free of tree establishment.

Variations in the tree colonization occur not only on small areas but appear also over the entire tailings site. Tree establishment patterns may be the result of several factors, such as ground cover composition, its biomass volume and competition with other tree and colonizer species.

Establishment of White birch seedlings was most successful about 6 to 7 years after the initial surface treatment. In subsequent years, considerably fewer trees took root.

Tailings provide generally poor conditions for growth and, hence, stunted tree populations are evident. It appears that the height of pioneering tree populations on tailings is unrelated to the age of the tree, since a linear relationship between age and height in the first decade after amendment was absent.

Given these characteristics of tree establishment on tailings sites, colonization of pioneering trees does not necessarily proceed in a series of steps, as anticipated from existing models of succession. The establishment of indigenous plant communities could be enhanced potentially by evaluating reclamation practices in detail.

* Formerly - Institute for Environmental Studies, University of Toronto, Toronto, Canada.

** Now - Department of Botany, University of Toronto, Toronto, Canada.

CROISSANCE SPONTANÉE DES PREMIERS ARBRES SUR L'EMPLACEMENT DE DÉCHETS DE MINE D'URANIUM INACTIVE, à ELLIOT LAKE, EN ONTARIO, AU CANADA.

M.Kalin* et M.P. Smith*

Boojum Research Ltd.
139 Amelia street
Toronto, Ontario
M4X 1E6

Sommaire

Douze ans après le traitement de la surface des déchets de mine d'uranium, à Elliot Lake, en Ontario, au Canada, on a étudié la croissance d'une population de bouleaux blancs ainsi que de trembles. A certains endroits, les arbres sont extrêmement près les uns des autres, alors que d'autres endroits sont restés stériles.

Ces variations de croissance n'apparaissent pas seulement sur de petites surfaces mais peuvent être constatées sur toute l'étendue des déchets. Ce schéma peut être causé par différents facteurs; à savoir : la composition de la végétation à ras du sol, son volume, et le degré de compétition vis-à-vis d'autres arbres et d'autres espèces cherchant à s'implanter.

On a constaté que les sixième et septième années après le premier traitement de la surface furent les plus favorables à la survie et à la croissance des plants de bouleaux. Au cours des années qui suivirent, beaucoup moins d'arbres poussèrent.

En généraál, les déchets de mine ne fournissent pas un sol propice à la croissance de la végétation. C'est pour cette raison que l'on observe le développement d'arbres rabougris. On a constaté que la relation linéaire normale âge - hauteur n'existe pas dans le cas des arbres de la première décade.

Considérant les résultats des recherches exprimées ci-dessus, il apparaît que, au cours de la première décade, la croissance spontanée des arbres sur les déchets de mine n'est pas conforme au modèle de croissance par étapes régulières. Une étude détaillée des méthodes actuelles de traitement de la surface des déchets de mine, devrait nettement améliorer les méthodes de développement des populations d'arbres indigènes.

Anciennement:

*Institute for Environmental Studies ,University of Toronto.

INTRODUCTION

Reclaimed tailings areas are colonized by indigenous vegetation which hopefully will provide a maintenance free, stable vegetation cover in the long term. Colonization which results from the establishment of species with broad environmental tolerance on both, amended and unamended tailings sites, occurs with varying success. Information about factors controlling the colonization and establishment process of indigenous species on tailings sites is scarce.

The indigenous species composition of 13 uranium mill tailings sites, one to two decades old, in the boreal and subarctic forest regions of Canada, were summarized by Kalin and Caza (1982). They found that amendment of the sites, by the introduction of commercially available grasses and legumes, yielded little difference in either indigenous species richness or composition. A striking uneven spatial distribution of the indigenous vegetation within a tailings area was noted, particularly among colonizing tree species.

White birch (Betula papyrifera) and Trembling aspen (Populus tremuloides) are frequently successful colonizers of tailings. The growth of these trees was studied on four uranium mill tailings sites in Ontario, Canada. The growth of both species was found to be typical of sites with poor growth conditions, regardless of site amendment. They grow in clusters of variable heights, rarely covering larger sections of a site evenly (Kalin, 1983).

In order to identify some of the factors controlling tree colonization and their spatial distribution on a tailings site, establishment and survival patterns of the colonizing tree populations over time may yield some useful information. This work addresses the survival pattern of White birch and Trembling aspen on an amended and seeded tailings site, with particular emphasis on the spatial distribution. The age, height, density and clustering of these trees and the associated ground cover characteristics are determined. These parameters are utilized to analyze the history of the colonization of these pioneering trees on the waste site.

STUDY SITE DESCRIPTION

The tree populations investigated are located on a uranium mill tailings site, referred to as Crotch or Stanleigh Milliken in the Elliot Lake area, in the central part of the Province of Ontario, Canada. Approximately 7.5 million tonnes of uranium tailings were discharged into a lake, resulting in its division into east and west sections, separated by approximately 53 ha of dry surface. The site became inactive in 1964.

In 1970, 4 hectares were seeded with a commercially available seed mixture after neutralization with limestone. Maintenance

of this introduced cover consisted of one further fertilizer application in 1971 and the erection of snow fencing to prevent wind erosion (p.c. Vivyurka, 1983). As of 1981, the vegetation cover was confined to a belt transversing from east to west, across the eastern section of the tailings area. A variety of tree, shrub, herb and grass species were found to co-exist within this zone as detailed in Kalin (1983a).

TREE STAND DESCRIPTION

A total of four tree stands had been investigated previously on this site (Kalin, 1983). One of the stands which consisted entirely of White birch was selected for further study. It covers an area of 52.4 m² and has been designated as S05 (Kalin, 1983). The entire S05 stand and its ground cover biomass was harvested. The root system was excavated to determine possible connections between trees.

In the 3000 m² region surrounding the S05 plot, referred to as S04, only trees with heights greater than 1 m were sampled for age, height and ground cover biomass. Four large plots were examined separately referred to as S04 north (1600 m²), S04 east (900 m²), S04 south (250 m²) and S04 west (250 m²) since the vegetation cover may express differences with respect to their aspect on the site. Here both Trembling aspens and White birch were present.

Non-tailings sites sharing similar poor growth conditions for trees were chosen as control sites. For Trembling aspens, a stand growing on an abandoned gravel pit without topsoil was selected. The control site was located to the northeast of the Elliot Lake townsite and populated with aspens of heights similar to those on the tailings site. It will be referred to as J15. The control site for White birch was destroyed during the investigation.

HARVEST METHOD OF THE S05 SECTION

The height and basal trunk diameter were recorded and the exact location of each tree was mapped. The trees in S05 were measured in July of 1981 and 1982, and harvested in August 1982. The harvest was carried out over a period of one week by a four man crew.

The S05 plot was subdivided into four quarters. All of the above-ground biomass were collected by cutting with clippers as close to the ground as possible. The materials were sorted into shrub, herb and grass components and stored in plastic bags. Finally, all trees were excavated, bagged, then shipped with the accompanying above-ground biomass to the laboratory. The materials were immediately processed for age and dry weight determinations. Each component of the ground biomass was dried at 85° for seven days, then weighed with a precision of ± 1 gram on an Ohaus Harvard triple beam balance.

HARVEST METHOD OF THE S04 SECTION

When two or more trees greater than 1 m in height were encountered within a 1 m² quadrat, the tallest tree determined the centre of the quadrat. The number of trees their heights and trunk diameters(measured 5 cm aboveground) were recorded.

These trees were cut either with clippers or with a chain saw. The basal portion of the tree was collected, tagged for age determination. If moderate amounts of ground vegetation existed, all of the biomass were collected, and sorted into shrub, herb and grass components. When the grass and herb components were very small, they were processed as grass and herbs combined. Some trees were surrounded by very dense vegetation, the collection of which would have resulted in unmanageable large quantities of biomass. In these cases, only one-half or one-quarter of the 1 m² quadrat was collected. The material was dried under the same conditions than those reported for S05.

AGE DETERMINATION

The ages of the trees were determined by counting annual rings in the basal portion of the trunks. To verify the trunk ages, ages of the root crowns were determined for a sub-sample of 30 trees, since this is the oldest region of the tree. All root crowns examined had the same age as their trunks and hence only trunks were aged of the remaining sample.

A 2 cm thick disc was cut from the base of the harvested trunk and the cross-section was smoothed with a razor blade. The discs were soaked in tap water for at least one hour. Application of 10 percent HCl solution to the smooth surface of the disk aided the absorption of a phloroglucinol solution (25% EtOH, 75% water and 1 gram phloroglucinol) by the annual rings. Phloroglucinol augments the visible contrast of large diameter spring xylem cells to denser, small diameter fall xylem. The rings were counted under a dissecting microscope.

RESULTS AND DISCUSSION

Tree colonization is studied on two scales. Over the large 3000 m² vegetated area(S04), only trees taller than 1 m were examined. A detailed study of trees of all heights were carried out in the small 52.4 m² plot (S05) surrounding S04 area.

The boundaries of the entire area are dictated by surface erosion which occurred since the site amendment in 1970. Differences in aspects of exposure has been reported to affect vegetation cover (Schramm,1966; Richardson,1958). Since it is possible that different exposures exist along the vegetation band on the tailings four sections in S04 were examined separately. They are of vaying sizes and could have different ground cover and tree growth characteristics.

Table 1 summarizes all parameters determined in each section of the S04 area and those can be compared to averages for the entire S04 area as well as to S05. The measured parameters are calculated for a one m^2 unit.

Throughout all four plots in S04 and in the S05 plot, White birch is the predominant pioneering species. In fact the S05 area is exclusively colonized by White birch. Tree densities are calculated for the total number of both species, taller than 1 m. They are relatively similar for three of the S04 plots (east 0.08, north 0.07 and west 0.04 trees/ m^2), but not for section S04 south (0.18 trees/ m^2).

In S04 south and in S05, one tree is found in every four or five m^2 , reflecting a higher density of four times that of the other sections. Since the latter sections are located in the central portion of the vegetated band of the tailings site this may suggest that some degree of protection from wind may have promoted these higher tree densities.

Tree density may be related to ground cover composition or biomass volume. The percentage composition of grass, herbs, or grass and herbs combined and shrubs, as well as the biomass volume were calculated for each section (Table 1). The vegetation cover is generally fairly extensive. Only about 10 percent of the quadrats were void of biomass.

The composition of the biomass of sections S04 east, south and west consisted of three quarters shrubs, with one-quarter grass and herbs. In S04 north, grass and herbs comprise a larger component of the ground biomass. The tree density however is comparable to that of S04 east. In S05 and S04 east, the total biomass volumes are similar (31 and 59 g/m^2) but also considerably lower than in the other plots where biomass values range from 107 to 128 g/m^2 . Tree densities ranged from 0.24 and 0.08 trees/ m^2 (>1m), respectively. It is evident that ground cover composition and biomass volume alone appear to have no direct relationship to tree density.

Though a connection between the total ground cover biomass and tree density is not suggested by these average values a linear correlation between shrub biomass alone and tree density was significant with a correlation coefficient of $r = 0.72$ at $p = 0.0001$ with $n = 108$ for the White birch population on S04. Such a relationship was not significant for Trembling aspen populations on the tailings. On the control site (J15) on the other hand, where only aspens were studied, herb biomass was correlated somewhat to tree density ($r = 0.41$, $p = 0.02$, $n = 31$), though less strongly than the shrub biomass in White birch populations.

The shrubby component on S05 section consisted mostly of Salix species, but on the control site, willows were replaced by Rubus species, which were absent from the tailings sites. These relationships indicate some degree of competition of the

colonizing trees with specific components of the ground cover.

Tree distribution could not only be influenced by the competition of the ground cover but also by the density of the tree population itself. The degree of clustering of trees within the S04 section was investigated (Figures 1a and 1c). A tree cluster is considered the number of trees taller than one metre in 1 m^2 surrounding the tallest tree. Each tree was considered as a member of only one cluster. The cluster size of the trees taller than one metre of both species, are strongly skewed towards those with low numbers of one or two trees per m^2 (Figures 1a and 1c).

The same clustering evaluation carried out for trees of all heights in the S05 section displays a much broader distribution (Figure 1b). The most frequent cluster contains four to five trees per m^2 . This pattern suggest that although the surface is favourable to tree establishment, growth of trees to heights taller than one metre is restricted to only a limited number of trees, suggesting competition within the colonizing population itself.

The height distribution of White birch population taller than one metre is nearly uniform for S04 for trees between 100-200 cm tall (Figure 2d). Each height class of 25 cm represents approximately 20 per cent of the population up to a height of 200 cm. For White birches of all heights (Figure 2b), the distribution in S05 reveals that indeed the majority of the population is below one metre in height. Only a small fraction has reached heights above two metres. These distributions suggest further than competition within the colonizing populations exists.

A narrow distribution of heights of the aspen population on the control site (J15) is noted when compared to the S04 aspen population on the tailings (Figures 2a and 2c). The S04 stand on the tailings was on the average taller than the control stand.

Evaluating the age of the populations in relation to height, it is clear that the S04 stand is taller and older than the control stand. For White birch about 70 per cent of the population is greater than one metre tall in section S04, which is six to nine years old (Figure 3d). The trees of at least one metre in height on the S05 section (dotted area in Figure 3b) have similar ranges of ages, however, only 13 of 150 trees of this population have a height of 1 m. Seventy per cent of this total population has an age of three to five years. With further examination (Figure 3b, black area) it is evident that small trees ($<1\text{m}$) range in age from one to eleven years old. Furthermore, it is interesting to note that in both the S04 and S05 populations, birches of the age of one to two years are rare.

In forests strong correlations between age and height for aspen and birch stands are reported (Zavitkovski, 1974). A linear

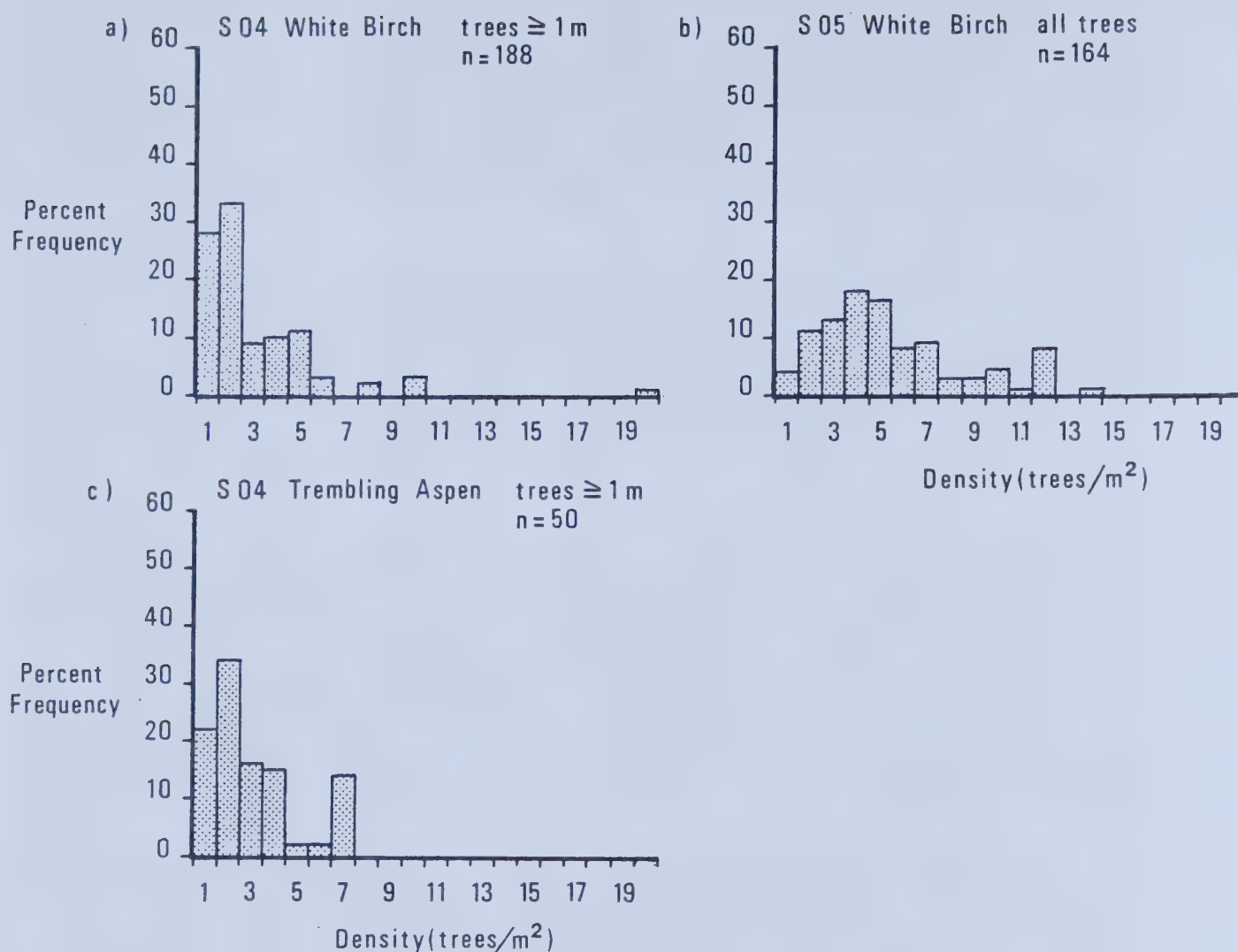


Figure 1: Density of tree clusters within 1 m² quadrats for White birch and Trembling aspens taller than 1 m on S04 and for White birch of all heights in S05. When only trees at least 1 m tall of both species are considered, the cluster size is most frequently 1-2 trees within 1 m², but when trees of all heights are included, the cluster size increases to four or five trees per m².

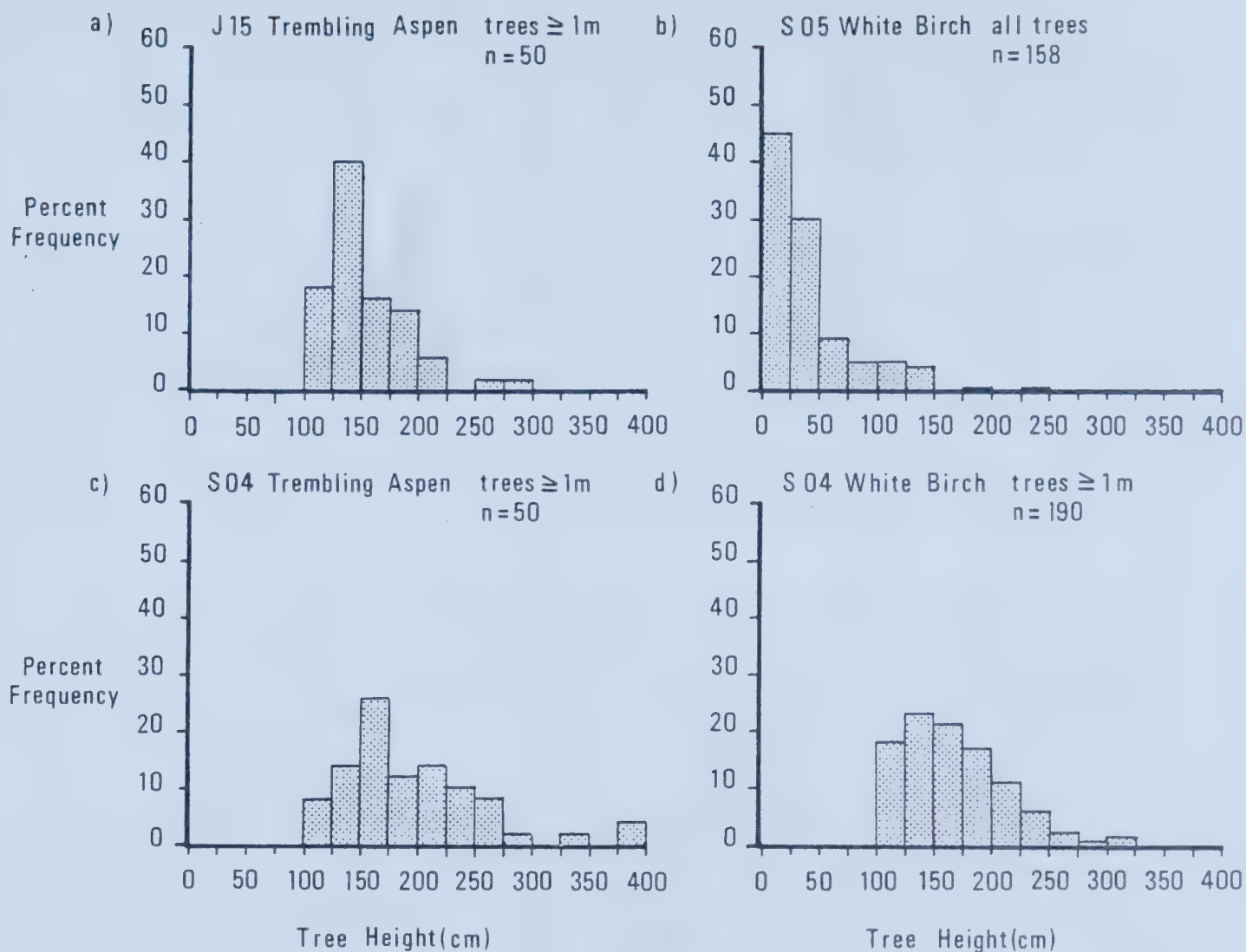


Figure 2: The height distributions of Trembling aspens taller than 1 m on the control site J15 (2a) and on the tailings (2c). The distribution of White birches of all heights in S05 (2b) and White birch greater than 1 m tall in S04 (2d). A large fraction of the birch population is less than 50 cm tall. Generally, on tailings, both species rarely exceed 2.5 m in height in the first decade.

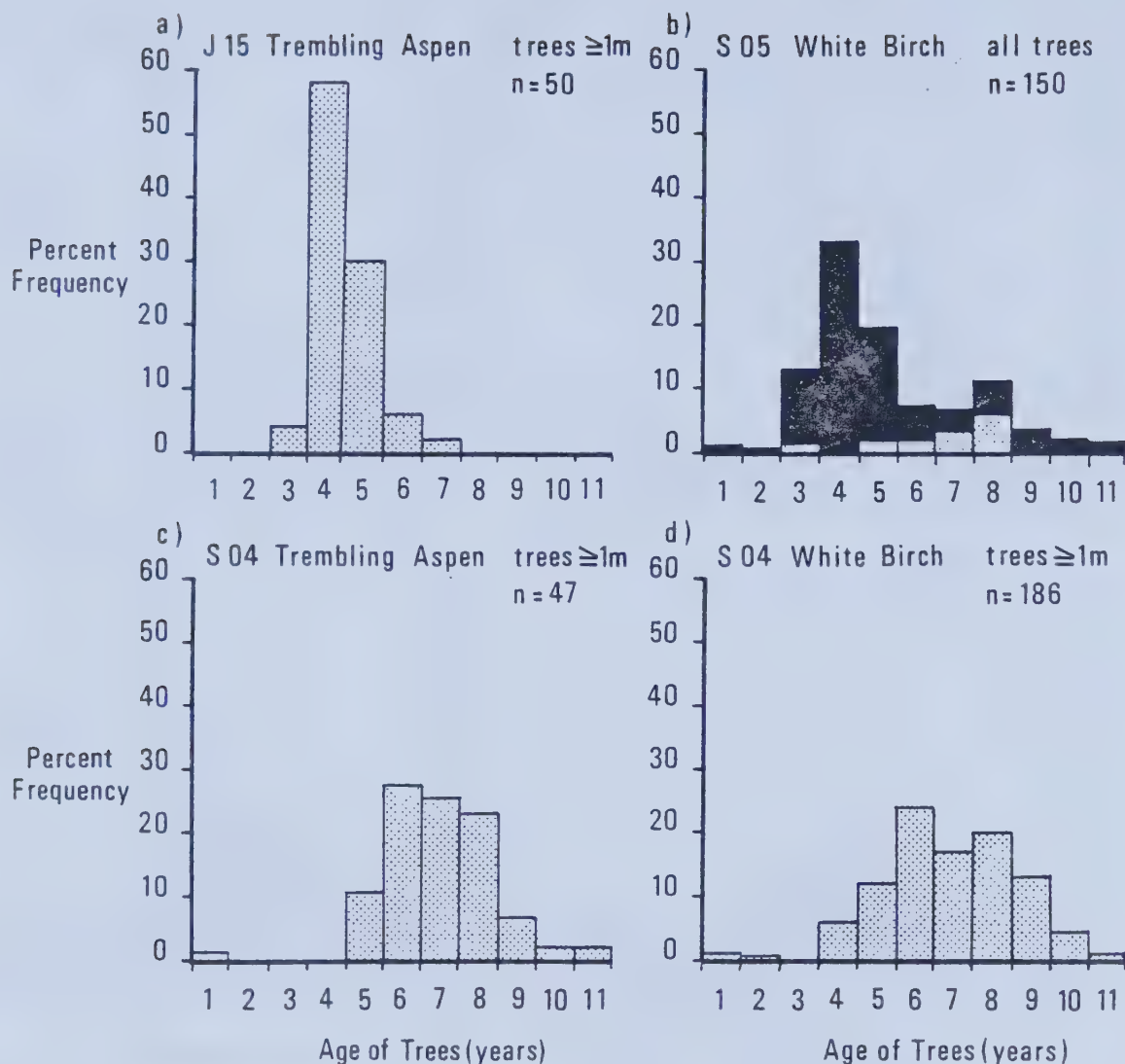


Figure 3: The age distribution of Trembling aspens growing in a ground pit, J15 (2a), shows this population to be both younger and more even aged than the aspen population growing on the tailings site, S04 (2c). White birches greater than 1 m tall on S04 (2d) have the similar age distribution as the S05 White birch greater than 1 m tall (dotted fraction). However, when the ages of trees less than 1 m tall are included (black fraction), the distribution is skewed towards four to five year old trees.

correlation between height and age of aspen was not significant in neither the control nor tailings populations. Examining the control population of aspens, a more uniform age was evident than that of the aspen population on S04 (Figures 3a and 3c). Aspen stands are frequently even aged and their height increases with age. Colonization occurs through sucker production (Graham, 1963). The age and height distribution of J15 is likely the reflection of this mode of colonization (Figure 2a and 3a) and hence a uniform age height relation exists. Suckers sprouting from parent trees on the control site could have higher growth rates obtain more height in a shorter period of time.

Root connections were traced for 15 aspens in the S04 section. No root connections between trees were found. Nevertheless, this does not preclude the possibility that root connections have been severed since establishment. Aspen seedlings have demanding adaphic and microclimatological requirements, hence survival of seedlings is rare (Moss, 1938). Assuming that some suckering must have occurred during the establishment of the aspens in the S04 stand it may have only taken place in three successive years. Such a growth pattern would have resulted in the examined population which consists primarily of six to eight year old trees, each fraction representing 25 to 30 per cent of the population.

These observations suggest that the rate of establishment has decreased in the most recent two years, and/or a large fraction of the population remains less than one metre tall during the first decade of colonization. Most important may be the fact that White birch age has no significant bearing on its height on a tailings site.

For White birch, the sequence of establishment of trees surviving was traced in detail on the S05 section. The root systems of all trees ($n = 164$) in this plot were excavated. Each tree was found to have an independent root system. The roots formed a solid mat in the upper 15 to 20 cm of the tailings. White birch seedlings are reported to be less sensitive than aspen seedlings during germination and establishment. Seed germination and survival is frequently observed on sandy open substrates. The White birch population on the tailings with independent root systems has likely established from seed.

The spatial distribution of White birches in S05 is depicted in Figure 4. In this reconstruction of the tree positions by year, only trees surviving to 1982 can be included since no information on trees that died before 1982 can be obtained. Parameters such as annual seedling establishment and mortality rates cannot be evaluated.

Among the trees that survived until 1982, only two have existed since 1972. In the next three years the number of trees doubled each year until 1975. Between 1975 and 1977, 18 more trees survived, particularly in two narrow bands, as outlined by

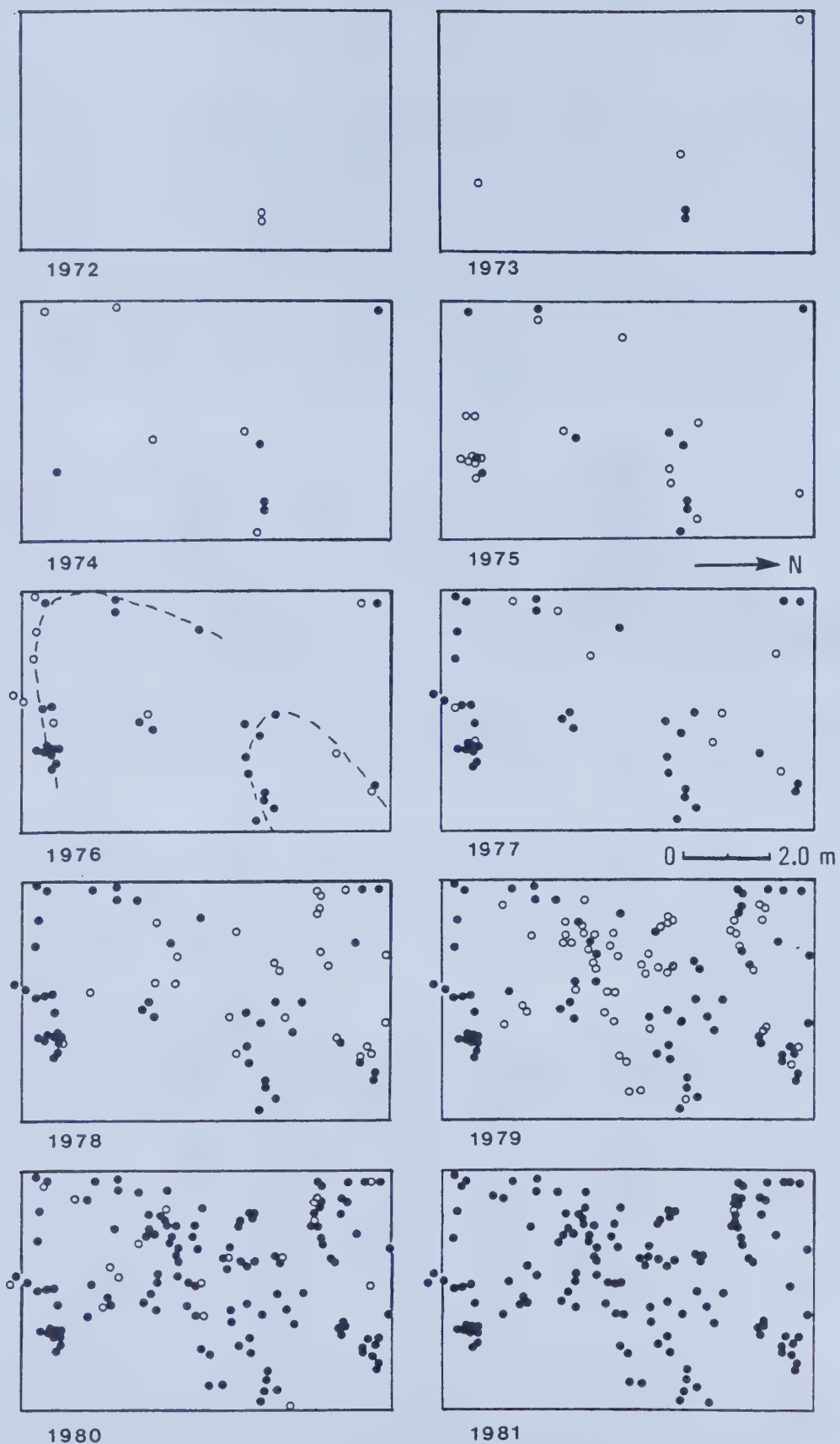


Figure 4: Location and year of establishment of White birch on the tailings plot, S05. Open circles denote location of trees in the year of establishment, while closed circles indicate positions of trees established in previous years. Dashed lines (1976) suggest where cracks in the tailings surface may have existed, assisting seedling survival.

dashed lines in Figure 4 (1976). Twenty-four cohorts, i.e. trees of the same age, invaded the northeastern region of the plot in 1978. The number of trees established per year rose dramatically to 48 for the year of 1979. In 1980, new seedling initiation was reduced to half that of the prior years. In 1981 and 1982 a further reduction took place since only three trees took root.

The rate of tree establishment depends on the number of seeds provided in a given year, their vigour and the microclimatic and edaphic conditions existing on the surface. Furthermore, adequate conditions for growth after establishment of the seedlings are required for the survival in subsequent years.

Assuming that the quantity and quality of seeds did not change significantly in the years after 1980, edaphic and microclimatic conditions may have been altered sufficiently on the tailings site which could have resulted in the gradual cessation of further colonization. Within the colonized regions, repeated success of survival may have produced a maximum density of trees.

The survival pattern observed suggests that in the years 1978, conditions were extremely favourable for tree establishment and survival. This is expressed in the extensive survival up to 1982 in certain areas of the S05 section. Some regions of the area however failed to meet throughout the ten years all the required criteria for seedling establishment and survival and remained bare. These areas are in close proximity of the colonized areas (outlined in Figure 5).

Although White birch appear to colonize tailings readily in patches, difficulties in subsequent growth are indicated by heights of the trees. In Figure 5, the heights of all trees are plotted in relation to their position in the S05 section. The ages and height appear unrelated to the position within a cluster of trees as exemplified by the cluster established since 1975 on the southeast edge of the section (a). The heights are extremely variable, despite similar age and proximity. The oldest tree, located in cluster (b) is not the tallest one. Thirteen trees have attained heights over one meter but they are not located in any particular tree cluster. This does suggest, that differences in edaphic characteristics in areas where trees establish are unlikely. Edaphic undetermined factors however, are suggested to account for the differences between bare areas which have remained free of vegetation and those which support establishment of trees and vegetation in general.

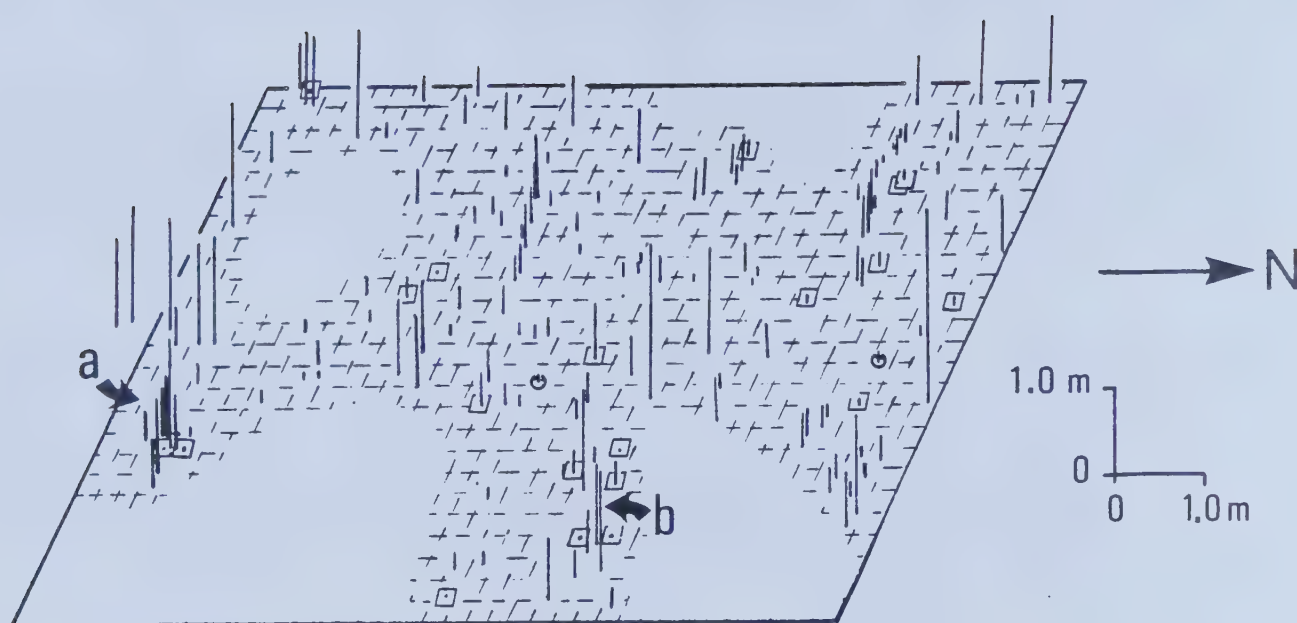


Figure 5: The spatial distribution and corresponding heights of white birches as of 1982 are depicted. Open squares indicate trees of unknown age. Open circles denote seedlings in their first year. Trees of the same age (Figure 4, box 1975) in close proximity (a) vary widely in height. The oldest group of trees is indicated by (b). White areas, free of any trees, exemplify the spatial unevenness of tree colonization on the tailings.

CONCLUSIONS

The detailed examination of the colonization, establishment and ultimate survival of White birch and Trembling aspen populations on an abandoned uranium tailings site, 11 years after one single surface amendment indicated differences between the pioneer species. White birch is the predominant species establishing. The majority of White birch have however remained less than 1 metre tall in the first decade of establishment and tree height does not correlate with age during this time span. In White birches populations with heights greater than 1 metre, on tailings the same holds true. For Trembling aspen on tailings and those colonizing gravel pits height and age are also not linearly related in populations of less than ten years of age.

The absence of this relationship can be expected as the combination of mode of establishment (seeds versus suckering), sensitivity to edaphic conditions and resource competition within the population and with other colonizing species are dominant factors controlling tree establishment and survival. It has been demonstrated by analyzing the spatial distribution in relation to height that ground cover composition appears to be related to density of taller trees. The ground cover composition around trees with heights greater than 1 metre had a smaller component of herbs and grasses and around smaller trees a larger component of the ground cover were shrubs.

Most of the seedlings of White birch have established in limited areas and over a short period of time. The rate of successful tree colonization on the tailings appears to reach a maximum for this site in about five to six years after amendment.

Several important conclusions can be derived from the investigation. This study has shown that the time period for which a tailings site is inactive is less important in relation to colonization of the site by White birch and Trembling aspen than the surface conditions for the establishment and survival of the trees. In one decade, only a short period of time exists, in which conditions are favourable for White birch and Trembling aspen establishment and continued survival.

Since tree populations on the tailings, generally sites with poor growth conditions, suggest no relationship of tree heights with age, predictions on expansions of existing tree stands or on further colonization are therefore extremely difficult.

The observed establishment pattern suggests that extensive colonization by pioneering trees will take more than a decade with generally stunted tree growth resulting. It follows that promoting extensive colonization of Trembling aspen and White birch on tailings reclamation practices should be studied in more detail. The aim of these study should be to provide surface conditions suitable for tree establishment over longer terms than those observed during current reclamation practices.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the Atomic Energy Control Board of Canada, Rio Algom Ltd. and Denison Mines Ltd. We would like to thank D. Kay, W. Gaherty, and C. Caza for the assistance in the field; and N. Chudzinski, C. Manville and K. Frerot for the processing of enormous volumes of biomass. For comments on the manuscript by J.L. Yen and E.M. Watkin we are especially thankful.

REFERENCES

- Graham, S.A., 1963. Aspens: Phoenix trees of the Great Lakes Region. University of Michigan Press, Michigan, U.S.A.
- Kalin, M., 1983. Long-term ecological behaviour of abandoned uranium mill tailings. 1. Synoptic survey and identification of invading biota. Environmental Protection Service, Report EPS 4-ES-83-1. Environment Canada pp.130
- Kalin, M., 1984. Long-term ecological behaviour of abandoned uranium mill tailings. 2. Growth patterns of indigenous vegetation. Environmental Protection Services Report EPS 3/HA/2 Environment Canada pp.98
- Kalin, M. and Caza, C., 1982. An ecological approach to the assessment of vegetation cover on inactive uranium mill tailings sites. In: Management of Wastes from Uranium Mining and Milling. STI/PUB/622 International Atomic Energy Agency, Viena; pp 385-401.
- Moss, E.H., 1938. Longevity of seed and establishment of seedlings in species of *Populus*. Botanical Gazette, 99:529-542.
- Richardson, J.A., 1958. The effect of temperature on the growth of plants on pit heaps. Journal of Ecology, 46: 537-546.
- Schramm, J.R., 1966. Plant colonization studies on black wastes from anthracite mining in Pennsylvania. Transactions of the American Philosophical Society; 56: 1194.
- Vivyrka, A., 1983. Personal communication. Rio Algom Limited, Elliot Lake, Ontario, Canada.
- Zavitkovski, J., 1974. Physical condition and dimensions of trees in site 1 and the control area. In: T.D. Rudolph (ed) The Enterprise, Wisconsin, Radiation Forest, Part 1. Preirradiation Ecological Studies. Technical Information Centre, Office of Information Services, United States Atomic Energy Commission.

L'AULNE CRISPE DANS LA VEGETALISATION DES
BANCS D'EMPRUNT A LA BAIE JAMES - QUEBEC

GREEN ALDER FOR REVEGETATION OF BORROW PITS
IN JAMES BAY REGION - QUEBEC

Prégent¹, G., C. Camiré¹, P. Arsenault² & J.G. Brouillette³

¹Département des sciences forestières, Faculté de foresterie
et de géodésie Université Laval, Québec G1K 7P4

²Société d'Energie de la Baie James (SEBJ), 800 Boul. de
Maisonnette est, 14e étage, Montréal H2L 4M8

³Anciennement de la SEBJ, présentement au Min. Energie et
Ressources du Québec, 200 Ch. Ste-Foy, Québec G1R 4X7

RESUME

De 1978 à 1984, 4.9×10^6 semis d'aulne crispé (*Alnus crispa* (Ait.) Pursh) ont été plantés sur les bancs d'emprunt du Territoire de la Baie James suite aux travaux d'Hydro-Québec. Depuis 1979, des parcelles ont été mesurées et échantillonnées afin d'évaluer la survie, la croissance et les principaux facteurs limitant le développement des plants.

A la fin de la sixième année après la plantation, la hauteur moyenne de l'aulne sera de 93 cm avec un diamètre de couronne de 118 cm. La biomasse aérienne sera de 349 g plant⁻¹. Pour sa capacité à fixer l'azote atmosphérique, sa croissance juvénile rapide et un taux de survie élevé (~80% à la fin de la sixième saison de croissance), l'aulne crispé est une espèce très appropriée pour la végétalisation de ces milieux appauvris. Le climat, la pierrosité, la teneur en carbone organique et la disponibilité en phosphore du substrat, sont les principaux facteurs contrôlant la croissance dans ces milieux.

ABSTRACT

Subsequent to the development of a hydroelectric project and associated denudement of the surrounding area, 4.9×10^6 green alder (*Alnus crispa* (Ait.) Pursh) seedlings were planted in borrow pits in the James Bay Region of Québec from 1978 to 1984. Experimental plots were sampled and measured annually from 1979 to 1984 to evaluate growth and survival rate, and to determine the environmental factors limiting growth.

At the end of the sixth growing season, the mean height is predicted to be 93 cm with a crown diameter of 118 cm and an aboveground biomass of 349 g plant^{-1} . Due to its capacity for dinitrogen fixation, rapid early growth and high survival rate ($\approx 80\%$ at the end of the sixth growing season), green alder appears to be well suited for these impoverished soils. Climate, stone size, organic carbon and availability of phosphorus are the main factors controlling growth of this species at these sites.

INTRODUCTION

Sur le Territoire de la Baie James, l'utilisation du régolithe pour la construction des routes , des barrages et des digues a laissé environ 6 000 ha de terrains dénudés. En 1978, la Société d'Énergie de la Baie James (SEBJ) entreprenait un vaste programme de recolonisation de ces milieux perturbés. Les objectifs majeurs de ce programme étaient: 1) améliorer la qualité visuelle du milieu, 2) stabiliser les stations contre l'érosion éolienne et aquique, 3) fournir un couvert à la faune et 4) accélérer la succession primaire. Les principales espèces indigènes retenues pour ce programme furent le saule (*Salix* spp.), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et l'aulne crispé (*Alnus crispa* (Ait.) Pursh). Le présent travail n'aborde que les résultats obtenus avec l'aulne crispé.

De par sa capacité à fixer l'azote atmosphérique, l'aulne apparaît comme une espèce privilégiée pour les fins de recolonisation de ces milieux appauvris en azote. Au Québec, l'aulne crispé a été utilisé avec grand succès pour contrôler l'érosion près du barrage de Manic 5. En plus d'apporter de l'azote à ces substrats pauvres, l'aulne contribue à la formation d'humus par la litière produite. Cette matière organique augmente la capacité d'échange cationique et la rétention d'eau, particulièrement pour les matériaux grossiers. Étant donné les exigences assez élevées en phosphore (P) et en magnésium (Mg) de l'aulne crispé (Prégent & Camiré, 1985a), des déficiences en ces éléments pourraient limiter la fixation d'azote par cette espèce et le succès des plantations. Des

observations effectuées dans la région de LG-2 ont montré que ces deux éléments limitaient la croissance de l'aulne sur certaines stations (Camiré *et al.*, 1983).

Les objectifs du présent travail sont 1) présenter l'état de croissance de l'aulne crispé en plantation sur le Territoire de la Baie James, 2) identifier les principaux facteurs limitant la croissance de l'aulne et 3) indiquer les interventions possibles afin d'augmenter le succès de ces plantations.

MATERIEL ET METHODES

Territoire étudié

Le Territoire de la Baie James s'étend du 49° au 55° de latitude nord et de la Baie James au 70° de longitude ouest (fig. 1). Le Territoire se situe dans le Bouclier canadien, région de James. Les principales unités physiographiques du Territoire sont: le Bas-plateau d'Abitibi, les Collines de Mistassini, les Basses Terres d'Eastmain, le Plateau de Larch, le Plateau des Lacs et le Plateau de la Caniapiscau (Bostock, 1970). Le Territoire de la Baie James est presque entièrement compris dans la province tectonique du Lac Supérieur. La majorité des groupes géologiques ont été mis en place au cours du précambrien, les plus vieux datant de l'archéen. Les roches les plus importantes sont le gneiss et le granite. En second, on y retrouve des schistes et des paragneiss (centre du Territoire) ainsi que des roches volcaniques et sédimentaires localisées surtout dans la portion sud du Territoire. Les roches sédimentaires datant de protérozoïque et du paléozoïque

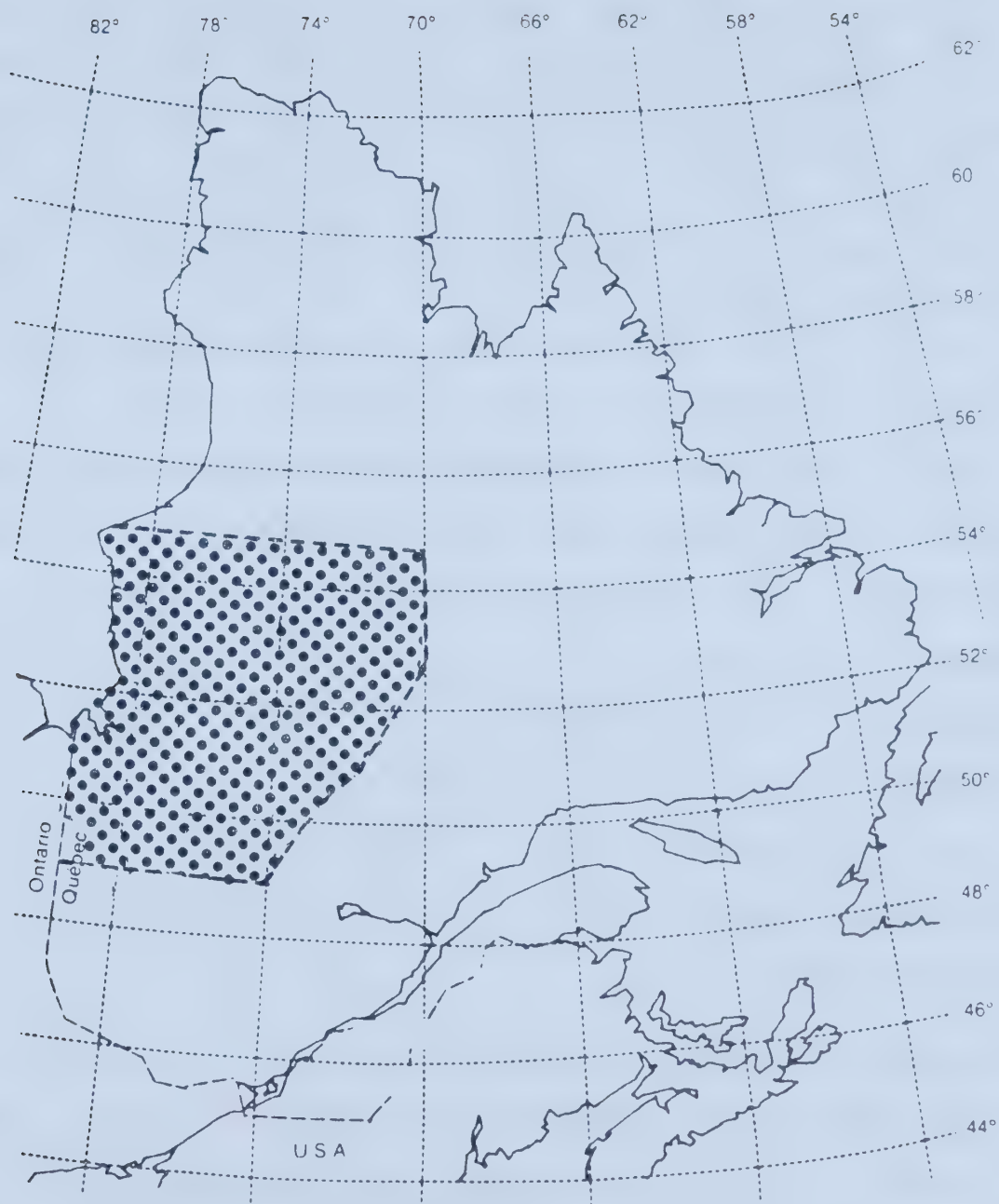


Figure 1. Limites du Territoire de la Baie James (Anonyme, 1978).

James Bay Territory limits (Anonymous, 1978).

se localisent au sud-est du Territoire (Anonyme, 1978).

Climat

La température annuelle moyenne varie de 0°C dans le sud du Territoire à -5°C dans le nord. La température moyenne de juillet varie de 16°C dans le sud à 12°C dans le nord. La température moyenne de janvier varie de -18°C dans le sud à -25°C dans le nord. La précipitation moyenne annuelle varie de 600 mm dans la partie nord-ouest du Territoire à 1 200 mm à l'est (Houde, 1978).

Végétation naturelle

Les principaux types socio-écologiques de végétation sont: la pinède à pin gris, les tremblaies (formation la plus méridionale), les pessières à épinette noire (formation la plus fréquente), les bétulaies à bouleau blanc, les sapinières, les pessières à épinette blanche, les aulnaies à aulne gris, les aulnaies à aulne crispé, les peupleraies boréales, les landes alpines, les landes à mousses, les landes à lichens, les landes à arbustes, les landes arctiques, les brulis et les krummholz (Gérardin, 1980).

Provenance et culture des semis

Les semences d'aulne ont été obtenues de plants indigènes de la région de LG-2, Baie James. Les semences ont été placées dans des styroblocs (no 8, 130 cm³) remplis de tourbe de mousse et de sable (5-20% de tourbe en poids sec) et cultivées pendant 18-20 semaines (fin de février à juillet) dans des serres de La

Sarre, Val d'Or, Québec, Kamouraska, Joliette, St-Hyacinthe et Montréal. Six semaines après ensemencement, les semis furent inoculés avec une suspension de nodules broyés ou avec des souches pures de *Frankia* et cultivés sans engrais azoté (Périnet *et al.*, 1985). La fréquence et le taux d'application d'engrais (solution de Crone) a varié selon la vitesse de croissance, les symptômes de carence et les caractéristiques physiques des semis. Les standards établis par la SEBJ pour un semis de 18-20 semaines étaient: 800-900 mg de masse sèche totale, une masse sèche du système racinaire de plus de 300 mg, plus de 40 mg de nodules, une tige de 10 cm de hauteur, un diamètre au collet de 2-3 mm et un rapport tige:racine de 2. Ces standards n'ont toutefois pu être atteints par tous les producteurs.

Evaluation de la croissance

De 1979 à 1984, les mesures des plants ont porté sur 362 parcelles. Pour chacune des parcelles, la hauteur, l'accroissement annuel de la plus longue tige et le diamètre de la couronne furent mesurés sur 10 à 18 arbres choisis au hasard. Afin d'évaluer la biomasse anhydre des composantes aériennes à l'aide de modèles de régression, un arbre moyen a été prélevé dans chacune des parcelles mesurées. Chaque composante (feuilles et tige + branche) a été séparée et pesée après séchage à 70°C.

Evaluation des facteurs contrôlant la croissance

Pour chacune des parcelles, considérées comme homogènes dans ses caractéristiques biophysiques, la longitude, la latitude, l'altitude, l'exposition, la pente, le drainage, la

pierrosité (quantité, dimension et forme), et la position topographique ont été notés. Les troisième et quatrième feuilles à partir de l'apex ont été récoltées sur chacun des plants mesurés. Un échantillon composite a été formé pour chacune des parcelles afin d'évaluer l'état nutritionnel de l'aulne et la masse foliaire unitaire. Les feuilles ont été séchées au four à 70°C, pesées et broyées à 40 mèches. L'azote (N) total a été déterminé par la méthode semi-micro Kjeldahl (Cole et Parks, 1946). Après combustion sèche (Allen *et al.*, 1974), le P (méthode au vanadomolybdate) (Jackson, 1958), le potassium (K), le calcium (Ca) et le Mg (spectrophotométrie d'absorption atomique) ont été déterminés.

Les 15 premiers cm de substrat ont été échantillonnés avec une sonde pédologique. Dix échantillons ont été sélectionnés au hasard et homogénéisés pour former un échantillon composite. Après séchage à la température de la pièce et tamisage (2 mm), le pH (CaCl₂, 0,01 M), le P soluble (Truog, 1930), les cations disponibles (Chapman, 1965), le carbone organique (Walkley & Black, 1934), la texture (Bouyoucos, 1936) et les différentes fractions de sable (tamisage) ont été déterminés.

Analyses statistiques

Le développement de modèles de régression ($Y = b_1 H^{b_2} D^{b_3}$ ou $Y =$ biomasse prédite, H = hauteur et D = diamètre de la couronne) a permis l'estimation des biomasses (feuilles, tiges et branches, et aérienne) dans les parcelles échantillonnées. Les modèles expliquent 75% de la variation pour la biomasse

foliaire, 71% pour la biomasse des tiges et des branches et 77% pour la biomasse aérienne.

A partir des données échantillonnées (hauteur, diamètre de la couronne) et des données estimées (valeurs de biomasse), une courbe guide de croissance a été ajustée pour chacun des paramètres avec la fonction $Y = 1/(a + be^{-X})$ (Y = paramètre de croissance, X = âge de la plantation et e = base du logarithme népérien) (Daniel & Wood, 1980). Ce modèle logistique est fréquemment utilisé pour décrire la croissance d'organismes (Ratkowsky, 1984). Ce modèle assume que la valeur calculée à l'âge $X + 1$ n'est pas inférieure à la valeur calculée à X , pour X variant entre 1 et 6 ans. Ces modèles ont permis de transformer les paramètres de croissance à un âge de référence uniforme de 4 ans (Camiré & Prément, 1985).

Afin de normaliser les données, les transformations requises ont été effectuées (Tableau 1). Les variables codifiées le long d'un continuum (drainage et topographie) ont été analysées comme des données continues (Sokal & Rohlf, 1981). L'interaction pente-exposition a été étudiée par l'équation de Stage (1976).

Afin d'identifier et d'évaluer la proportion de la variation de croissance expliquée par les variables environnementales, une analyse de régression multiple par étape a été effectuée avec les scores factoriels obtenus à partir des paramètres foliaires, de substrat et de station (variables indépendantes) et des paramètres de croissance ajustés à 4 ans (variables dépendantes). Les scores factoriels du premier

Tableau 1. Statistiques des variables originales de l'aulne crispé.

Original variables of green alder.

Variable	Moyenne	Min.-Max.	CV (%)	Transformation requis
Paramètres de croissance				
Age	3,4	1- 6	34	
Hauteur	69	8-187	60	
Accroissement annuel courant (cm)	32	7-75	45	
Diamètre de la couronne (mm)	78	5-220	58	
Biomasse foliaire (g plant ⁻¹)	85	4-275	81	X ^{0.5}
Biomasse de la tige (g plant ⁻¹)	119	2-506	97	X ^{0.5}
Biomasse aérienne (g plant ⁻¹)	196	6-706	88	X ^{0.5}
Paramètres foliaire				
Masse (mg feuille ⁻¹)	197	25-349	34	
N (%)	2,80	1,68-3,58	14	
P (ug g ⁻¹)	1873	786-3540	29	
K (ug g ⁻¹)	7840	3953-17763	23	
Ca (ug g ⁻¹)	7179	2944-11756	25	
Mg (ug g ⁻¹)	1446	207-3911	47	X ^{0.5}
Paramètres de station				
Topographie ¹	3,5	1-6	37	
Drainage ²	2,3	1-4	30	
Pente(%)	8,6	0-45	101	
Orientation (°)		0-360		Sin & cos x slope
Altitude (m)	924	350-1800	57	
Longitude (ouest)	75	69.8-77.8	4	
Latitude (nord)	54	52.2-54.9	2	
Paramètres de substrat				
Argile (%)	7,0	0-25	77	
Limon (%)	13,6	0-34	60	
Sable (%)	79,4	41-99	16	
Sable très fin (%)	7,9	0-24	57	
Sable fin (%)	25,4	5-65	41	
Sable moyen (%)	27,9	9-65	35	X ^{0.1}
Sable grossier (%)	21,8	2-51	41	X ^{0.5}
Sable très grossier (%)	11,1	0-42	61	
Pierrosité ³	1,8	1-3	41	
Forme ⁴	0,1	0-1	240	
Dimension ⁵	0,3	0-1	150	
pH	5,5	4,1-7,8	15	
Carbone organique (%)	0,49	0,00-4,15	147	Log(X+1)
P (ug g ⁻¹)	98	15-342	71	X ^{0.1}
K (ug g ⁻¹)	24	3-81	75	X ^{0.1}
Ca (ug g ⁻¹)	162	8-1358	122	
Mg (ug g ⁻¹)	23	1-225	170	

¹ Topographie: 1, sommet; 2, haut de pente; 3, mi-pente; 4, bas de pente; 5, plat; 6, dépression

² Drainage: 1, excessivement bien drainé; 2, très bien drainé; 3, bien drainé; 4, mal drainé

³ Pierrosité: 1, faible; 2, modéré; 3, fort

⁴ Forme: 0, arrondie; 1, anguleuse

⁵ Dimension: 0, >4 cm; 1, <4 cm

facteur des paramètres de croissance ont été utilisés comme variable dépendante. Ce premier facteur explique 85% de la variance totale observée avec ces différentes variables. Le progiciel SAS a été utilisé pour effectuer ces statistiques à $\alpha = 0,10$.

RESULTATS

Croissance

Sur le Territoire de la Baie James, l'aulne atteindra en moyenne 93 cm de hauteur après la sixième saison de croissance alors que le diamètre de la couronne sera de 118 cm. La biomasse foliaire augmente rapidement avec l'âge pour atteindre en moyenne 140 g plant⁻¹ à la sixième saison. A ce moment, la biomasse de la tige est de 233 g plant⁻¹ pour une biomasse aérienne de 349 g plant⁻¹ (Tableau 2). Le plant d'aulne s'installe rapidement et l'accroissement annuel courant maximum s'observe durant la quatrième saison de croissance.

Station-nutrition-croissance

Le modèle de régression explique 47.1% de la variation des paramètres de croissance. Seulement 2 facteurs contribuent significativement à expliquer ces variations. Le facteur le plus important ($R^2=30.1\%$) comprend la longitude, l'altitude, le P foliaire, la latitude et le N foliaire. Le second facteur est constitué du carbone organique, de la dimension des pierres et du pH.

Tableau 2. Statistiques des paramètres de croissance de l'aulne crispé en fonction de l'âge.

Growth parameters of green alder according to age.

Paramètre	Age (années)					
	1	2	3	4	5	6
Hauteur (cm)	18.7	38.1	61.5	79.5	89.1	93.2
Diamètre de la couronne (cm)	18.8	40.5	70.1	96.0	111.1	117.9
Biomasse foliaire (g plant ⁻¹)	11.8	28.3	58.3	95.4	124.6	140.3
Biomasse de la tige (g plant ⁻¹)	12.4	31.2	70.6	131.7	193.2	233.2
Biomasse aérienne (g plant ⁻¹)	23.9	58.6	126.3	219.4	301.1	349.0

Les meilleures stations pour la croissance de l'aulne sont situées à l'ouest et au sud du Territoire et à de faibles altitudes. Les substrats sont relativement riches en carbone organique et ont des pierres de fortes dimensions (>4 cm). Les individus démontrant les meilleures croissances auront des concentrations foliaires élevées en N et en P.

Près de 15% des parcelles seraient carencées en N (<2.4% N) (Hughes *et al.*, 1968) alors que 14% le seraient en P (<0.13% P) (Prégent & Camiré, 1985b). Certains auteurs (Benecke, 1970; Hara *et al.*, 1967; Nakajima *et al.*, 1976; Virtanen & Saastamoinen,

1933) ont démontré que la fixation de N_2 sur des stations pauvres en N pouvait être suffisante pour subvenir aux besoins azotés de l'aulne. Par contre, lorsque d'autres facteurs du milieu, et particulièrement le P, sont à des niveaux déficients, la fixation de N_2 peut devenir insuffisante (Hara *et al.*, 1967; Prégent & Camiré, 1985b; Uemura *et al.*, 1957). Dans cette étude, le P foliaire est corrélé significativement au N foliaire, les parcelles carencées en P étant généralement carencées en N. Les concentrations foliaires en K et Ca sont largement supérieures aux valeurs critiques déterminées par Prégent et Camiré (1985b). Malgré que 52% des parcelles seraient carencées en Mg (<0.13%) (Prégent & Camiré, 1985b) et que des symptômes de carences en Mg ont été décelés au champ, le Mg foliaire n'intervient dans aucun des facteurs identifiés comme affectant significativement la croissance de l'aulne. Les carences en Mg influencent surtout la biomasse foliaire alors que les paramètres de croissance (hauteur et diamètre) sont peu affectés. Etant donné que la biomasse foliaire a été estimée à partir de la hauteur et du diamètre de la couronne, les effets des carences en Mg sur la biomasse ont probablement été masqués.

CONCLUSIONS

L'aulne crispé a démontré de très bonnes aptitudes à coloniser ces stations pauvres en matière organique et en azote. Sa bonne croissance, son apport d'azote au milieu, sa fructification juvénile abondante et son taux de survie élevé en

font une espèce à privilégier pour accélérer la succession végétale.

Outre les conditions climatiques (longitude, latitude et altitude), la nutrition en P s'est avérée comme le principal problème limitant la croissance et la fixation d'azote. Toutefois, la teneur en P du substrat (méthode Truog) n'a pu être reliée à la croissance de cette espèce ou à la teneur en P du feuillage. Un échantillonnage plus profond des substrats et/ou d'autres méthodes d'extraction du P devront être testés afin de prédire la teneur minimale en P du substrat pouvant subvenir aux besoins de l'aulne. L'introduction de champignons mycorhizateurs dès la culture en serre pourrait éventuellement améliorer la nutrition phosphatée (Mejstrick & Benecke, 1969). L'ajout d'un engrais peu soluble pourrait également être envisagé.

Les carences en Mg, quoique plus fréquentes que celles en P, se sont avérées beaucoup moins néfastes à la croissance de l'aulne. Le Mg, élément mobile, migre vers les parties les plus jeunes et permet alors au plant de poursuivre sa croissance. Bien que les feuilles du bas ont alors tendance à se détacher prématurément du plant, l'aulne apporte tout de même une quantité appréciable d'azote au substrat. L'addition de phosphate de magnésium ou de chaux dolomitique au champs ou au moment de la culture en serre pourrait résoudre ce problème.

REFERENCES

- Allen, S. E., H. M. Grimshaw, J. A. Parkinson & C. Quarmly. 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications.

- Anonyme 1978. Connaissance du milieu des Territoires de la Baie James et du Nouveau Québec. Société d'Énergie de la Baie James, Service Environnement, Montréal, 297 p.
- Benecke, V. 1970. Nitrogen fixation by *Alnus viridis* (Chaix) DC. Plant Soil 33:30-48.
- Bostock, H.S. 1970. Physiographic regions of Canada. Map 1254A, Geology and Economic Minerals of Canada, Maps and Charts. Geological Survey of Canada, Ottawa.
- Bouyoucos, G. J. 1936. Directions for making mechanical analysis of soils by hydrometer method. Soil Sci. 42:225-229.
- Camiré, C., L. Bérard & A. Villeneuve. 1983. Relations station-nutrition-croissance de l'aulne crispé (*Alnus crispa* var. *Mollis* (Ait.) Pursh) en plantation sur les bancs d'emprunt de la région LG-2, Baie James, Québec. Naturaliste can. 110: 185-196.
- Camiré, C. & G. Prément. 1985. Renaturalisation: Suivi du développement des arbustes. Rapport interne fourni à la Société d'Énergie de la Baie James, Québec. Mandat d'étude IXC-808-35-701.
- Chapman, H. D. 1965. Cation-exchange capacity. Pages 902-904 in C. A. Black (ed.). Methods of soil analysis. Am. Soc. Agron., Madison, Wisconsin, no. 9, 1572 p.
- Cole, J. O., & C. P. Parks 1946. Semi-micro Kjeldahl procedure for control laboratories. Anal. Chem. 18:61.
- Daniel, C. & F.S. Wood. 1980. Fitting equation to data-computer analysis of multifactor data. John Wiley & Sons, Toronto. 458 p.
- Gérardin, V. 1980. L'inventaire du capital-nature du Territoire de la baie James. Les régions écologiques et la végétation des sols minéraux. Tome 1: Méthodologie et description. Min. Environnement Canada. 398 p.
- Hara, T., M. Iwakawa, K. Kitamura & S. Vermura. 1967. Experiments of the fertilizer trials for soil improving trees. II. Interaction effect of fertilizers (nitrogen and phosphorus) on *Alnus siebodiana* seedlings. Bull. Govt. For. Exptl. Sta. (Tokyo), 198: 155-169.
- Houde, A. 1978. Atlas climatologique du Québec. Température. Précipitation. Min. Richesses Naturelles. Gouv. Québec.

- Hughes, D.R., S.P. Gessel, & R.B. Walker. 1968. Red alder deficiency symptoms and fertilizer trials. pp. 225-237 *In* Biology of alder. J.M. Trappe, J.F. Franklin, R.F. Tarrant & G.M. Hausen (eds.). Pacific Northwest Forest and Range Expl Sta., Portland, Oregon.
- Jackson, M. L. 1958. Soil chemical analysis. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, N. J. 498 p.
- Nakajima, Y., A. Tsujita, & H. Naka. 1976. (Studies on the function of the fertilizer-trees. (X). Effect of manuring on the nitrogen absorption and the growth of some fertilizer tree.) Bulletin of the Ehime University For. 13: 207-219.
- Mejstrick, V., & V. Benecke. 1969. The ectotrophic mycorrhizas of *Alnus viridis* (Chaix.) D.C. and their significance in respect to phosphorus uptake. New Phytol. 68: 141-149.
- Périnet, P., J.G. Brouillette, J.A. Fortin, & M. Lalonde. 1985. Large scale inoculation of actinorhizal plants with *Frankia*. Plant Soil . (sous presse).
- Prégent, G., & C. Camiré. 1985a. Biomass production by alders on four abandoned agricultural soils in Québec. Plant Soil. (sous presse).
- Prégent, G., & C. Camiré. 1985b. Mineral nutrition, dinitrogen fixation and growth of *Alnus crispa* and *Alnus glutinosa*. Can. J. For. Res. (sous presse).
- Ratkowsky, D.A. 1984. Nonlinear regression modeling - a unified practical approach. Marcel Dekker, Inc. New York & Basel. 276 p.
- Sokal, R. R., & F. J. Rohlf 1981. Biometry (2nd ed.). W. H. Freeman & Company, San Francisco, 859 p.
- Stage, A. R. 1976. An expression for the effect of aspect, slope, and habitat type on tree growth. Forest Sci. 22:457-460.
- Uemura, S., M. Iwakawa, K. Kitamura, & T. Hara. 1957. Studies on the nutritional conditions and the growth of soil improving trees (nodule-bearing trees). I. Some experiments on the water culture of black wattle (*Acacia mollissima*) and alder (*Alnus sieboldiana*) in different nutritional conditions. Bull. Govt. For. Exptl. Sta. (Tokyo) 99:1-24.
- Virtanen, A.I., & S. Saastamoinen. 1933. Über die Stickstoffbindung bei Erlen (*Alnus*). Acta Chem. Fenn. B. 6:57-58.

Walkley, A., & I.A. Black. 1934. An examination of the Degtjoreff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.

TEN YEARS OF ACHIEVEMENT IN PIPELINE RECLAMATION

Walter H. Watt
TransCanada PipeLines Limited

In the energy-conscious 1970's, the Berger Commission focussed attention on northern pipelines and brought environmental considerations to the forefront. Subsequent projects, including IPL's 1976 construction of an oil pipeline between Sarnia and Montreal, raised concerns about pipeline practices in southern Canada, subjecting these practices to intense regulatory scrutiny. The last decade has seen considerable technical innovation and procedural advancement in the design, construction, operation and regulation of pipeline projects, so that right-of-way reclamation is now largely routine. At the same time, however, expectations have changed, and in the absence of base-line data or long-term, continuous monitoring, it is difficult to demonstrate either the net impact of past projects or the degree of progress which has been made. This paper describes recent achievements in pipeline reclamation, affirms the importance of environmental monitoring, and discusses objective environmental standards as a long-term goal for the pipeline industry.

DIX ANNEES DE REALISATIONS DANS LE REAMENAGEMENT
DES ABORDS DE PIPELINES

Walter H. Watt,
TransCanada Pipelines,
P.O. Box 54 Commerce Court West,
Toronto, Canada,
M5L 1C2

Au cours des années soixante-dix, la Commission Berger a mis l'emphase sur l'importance des facteurs environnementaux dans la réalisation des pipelines en régions nordiques. La construction d'un oléoduc entre Sarnia et Montréal souleva de nouvelles questions sur les techniques utilisées habituellement et nécessita un examen minutieux des divers aspects légaux. Au cours des dix dernières années, nous avons assisté à des développements techniques importants dans la conception, la construction, l'entretien et les aspects légaux reliés à l'installation des pipelines de sorte que les droits de passage ne constituent aujourd'hui qu'une formalité. Par contre les attentes que nous nous sommes fixées au départ ont été modifiées, et en l'absence de données initiales ou obtenues au cours d'une période prolongée, il fut très difficile d'évaluer l'impact sur le milieu de ces projets pionniers ou encore de mesurer les progrès réalisés à ces sites. Les buts de cette présentation sont donc de rapporter les plus récentes réalisations dans le domaine du réaménagement des abords de pipelines, de statuer sur l'importance des mesures prises en continu et de discuter les normes environnementales établies dans une perspective à long terme pour notre industrie.

Inco Limited Tailings Revegetation Program1950 - 1985T.H. Peters - Retired, Inco Limited

A historical review of the revegetation and subsequent ecosystem development on a sulfide tailings at Copper Cliff, Ontario is presented. The development of the basic principles for revegetating the area and the development of primitive soil structures and root systems are reviewed. The encroachment and development of native forest species versus the planting of tree seedlings on the area, as well as the invasion of various faunae from adjacent areas are recorded. Current practices of vegetation establishment along with current and future problems are discussed.

Programme de revégétation sur les tailings d'Inco Limited1950 - 1985

Une revue historique de la revégétation et du développement subséquent d'un écosystème sur les tailings sulfates à Copper Cliff, Ontario est présentée. L'évolution des principes fondamentaux pour la revégétation d'une région ainsi que le développement de structures de sols primitifs et des systèmes de racines sont revus. L'encrochement et le développement d'espèces forestières indigènes par rapport à la plantation d'arbustes dans la région, ainsi que l'établissement de végétation ainsi que les problèmes actuels et futurs sont discutés.

The discovery of deposits of nickel and copper sulphide ores in the Sudbury district occurred in 1883 during the building of Canada's first transcontinental railway. The International Nickel Company was formed by the merger of several small companies in 1902. Over the years the Company has grown. At the present time, Inco Limited is the largest mining, milling, smelting and refining complex in the non-communist world. The Ontario Division of the Company operates nine mines, two mills, a smelter, a sulphuric acid plant, a copper refinery and a nickel refinery in the Sudbury area. At Shebandowan, in Northwestern Ontario, a mine and mill are operational and a cobalt refinery is located at Port Colborne. Altogether 15 elements are extracted from the ores mined. The list includes nickel, copper, iron, sulphur, gold, silver, cobalt, platinum, osmium, iridium, selenium, tellurium, palladium, rhodium and ruthenium.

In the Sudbury area, the rated capacity of the two mills, Clarabelle and Frood-Stobie, is 53,524 tonnes per day. This figure will give an indication of the size of the daily milling operation. At full production, the milling and concentrating is a continuous process operating 24 hours per day, 7 days a week. Production operations vary with market requirements.

Replacement of the roast yard system of smelting by the Herreschoff Roaster and the reverberatory furnace in the new smelter in 1930, necessitated the development of a finely ground concentrate. Finding disposal sites for the tailings, produced as a waste by-product of the new system, became a necessity. Nearby valleys located between rock hills provided these areas and the rock outcrops were used to act as buttresses for the tailings dams and as the dams themselves. At present there is a total of approximately 1,085 ha. in the "CD", "M", "P" and "Q" areas and when the new "R" area is completed there will be a total of 2,300 ha. of tailings.

The necessity of controlling dust from these sources became apparent to the Company in the late 1930's. In addition to being a nuisance to the residents of Copper Cliff, the dust contaminated certain electro-metallurgical refining processes and reduced the effectiveness of lubricants used to minimize normal wear in operating machinery.

Therefore, the immediate concern was to stabilize the surface of the

tailings. At first, various stabilizers such as chemical sprays, limestone chips, bituminous sprays and timed water sprays pumped through an irrigation system were tried. These methods either proved to be ineffective or uneconomical. In the mid 1940's some experimental seeding of grasses were made but were unsuccessful, largely due to the unavailability of related agricultural and ecological expertise at that time and the consequent failure to consider such factors as species selection and adjustment of substrate pH.

In 1950, an attempt to establish the Common Horsetail (*Equisetum arvense* L.) was unsuccessful but set in motion a very small scale program to find a plant which would grow and survive in the tailings.

Test plantings made in 1953 contained Canada Blue Grass (*Poa compressa* L.) and it was several clumps of this species grown on the slopes at the west end of the "D" area pond (now part of "CD" area) which supplied the proof that the Copper Cliff tailings area could be revegetated. Not only could this species survive in the physical structure and nutrient limits imposed by the tailings but had the ability to grow out being partially buried by tailings which accumulated around each plant as it acted as a wind break for the surface winds. These grass clumps persisted until they were covered in the late 1950's by the encroachment of the "M" area tailings.

In 1957 an experimental program of revegetation plots was established at the west end of the "CD" area. The successful stabilization of mine tailings with vegetation was the first step in developing new ecosystems. However, the road to success was not smooth, although results were gratifying, the early years were a continuous learning process. From the knowledge gained from the early experiments and those over the years, the present programme for establishing vegetation on tailings has evolved the following basic principles: -

1. The seeding should be established on that portion of the area which is closest to the source of the prevailing wind during the growing season to minimize the covering or damaging of young plants by drifting tailings.
2. Agricultural limestone, as required, should be applied at least 6 weeks prior to seeding: this permits sufficient time for reaction to raise the tailing pH in the seed bed area to approximately 4.5 - 5.5.

3. In the Sudbury area, late summer is the best time to seed grasses: after July 21, rates of success of seed germination and seedling establishment are enhanced due to more suitable temperatures and the increased availability of moisture.
4. Although this is the optimum time for seeding grasses, the short period which is left of the growing season is insufficient for legume seedlings to establish a sufficiently deep and strong root system to withstand the heaving effects of the repeated surface freezing and thawing the following spring.
5. The use of a companion crop, to reduce surface winds and to provide some shade, is beneficial.
6. Nitrogenous fertilizer should be applied several times at a light application rate, as required during the establishment period, to ensure maximum uptake.
7. Slopes with southerly and south westerly exposures should be mulched to provide shade for seedlings and to reduce evaporation of moisture from the soil during the critical period of seedling establishment.
8. If a layer of soil is used to cover the tailings to provide a seed bed, the possible change of surface porosity, particularly on slopes, should be considered and the provision of adequate drainage facilities installed to eliminate water erosion.

Although the above facts are particular to the Copper Cliff Tailings area, and based on experimental and field experience data, they indicate that in order to establish a self-sustaining system, several ecological considerations should be taken into account:

1. Establishing initial plant communities using available species that are tolerant of drought, low soil pH, poor soil texture, the lack of organic materials and nutrients and other factors characteristic of metal-extracted tailings.
2. Modifying the localized microclimates to benefit plant establishment.

3. Re-establishing soil invertebrate and microbial communities to ensure natural organic decomposition, essential to the rebuilding of soils.
4. Re-establishing essential nutrient cycles and conservation.
5. Establishing a vegetative habitat suitable for wildlife colonization.
6. Establishing the climax plant communities for the area by manipulating species competition.

These factors are similar to the considerations outlined in other studies dealing with the problems of land restoration (eg. Bradshaw et al., 1978).

The current tailings revegetation programme at Copper Cliff has been described in several publications (eg. Peters 1978, 1984) and is outlined in the appendices to this paper.

At various times over the years, assessments have been made by researchers on the progress of soil development of the finely ground mineral material as effected by the impact of weathering and cultural practices used in revegetation. Watson (1970) commented on the high surface and reflected temperatures. This reflected heat from the tailings surface with its dehydrating effect on young seedlings, necessitates the use of a fast growing companion crop and of getting some vegetative cover on surface to permit natural forest regeneration. Labine (1971) in the study of monoliths of the "CD" area which had been completely revegetated by 1960, found the development of an organic horizon (A_0) of 2-3 cm and the beginning of a podzolic soil profile. Swanson (1977) found that drainage at different slope elevations quantitatively affected soil profile development and the formation of iron pan development at varying depths. Root penetration through this iron pan was achieved through cracks although single hair roots penetrated the iron pan from thick tangles at root stop.

The physical ability of soil to retain moisture and nutrients is essentially a function of particle size. Tailings, which are generally deficient in clay sized particles, behave much like a sandy loam and therefore can be prone to moisture deficiency (Dimma 1981). Lacking colloidal moisture absorption, it would appear that the water which is retained in tailings has resulted from

capillary action, which is most pronounced in silt sized particles (Pitty 1979). The appearance of salt crusts on unvegetated tailings areas due to evaporation of "soil" moisture during hot, dry periods in the summer is supportive evidence of this fact.

The above physical conditions are conducive to high leaching rates, which quickly reduces the amount of available nitrogen from inorganic sources. Proper fertilization practices are required to overcome this. Potassium alone of the three major nutrients, if applied in sufficient quantities appears to remain available for long periods at adequate levels. Indications are that the fixation of phosphates by the high level of iron oxides found in tailings, reduces the amount of phosphorus, which is actually available for plant growth, to a significantly lower level than analytical results indicate (Dimma 1981).

The establishment of legumes in the grass cover is the most satisfactory method of supplying nitrogen on a continuous basis. Alfalfa (*Medicago sativa* L.) has persisted in one area since planting in 1958. The comparative ease of establishment and adaptability of Birdsfoot Trefoil (*Lotus corniculatus* L.) to low pH and high moisture, along with its ability to spread its seeds, has made it the principle legume in current use. Alsike Clover (*Trifolium hybridum* L.) is showing promise. The rapid growth of Black Locusts (*Robinia pseudo-acacia* L.), compared to other tree species in the test plots is indicative of the advantage of legumes ability to supply their own nitrogen. Heale and Orford (1984) report that the red oak (*Quercus rubra* L.) planted adjacent to the black locusts in the test plots are able to survive and grow, while those not similarly situated suffered a higher mortality rate. Swanson (1971) observed viable nodules on the sampled roots of all legume species growing in the tailings area.

The development of microflora and microfauna has not as yet received any very specific research. This is largely because of the lack of available personnel with adequate technical expertise. The accumulation of grass thatch is indicative of the low level activity and, one surmises population of these species, in the tailings area. In addition, the known activity of copper and nickel as fungicides undoubtedly has an adverse effect on the rapid development of the fungus component of the microflora. This is one area in reclamation where research is needed.

Methods to multiply and incorporate these agents of decomposition are

required in order that the nutrient in this dead organic matter accumulating on the tailings is recycled to assist in the development of a viable self-sustaining plant ecosystem.

The voluntary invasion of birch trees (*Betula papyrifera* Marsh.) started in the early 1960's. Trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) and willow (*Salix* spp.) participated in this invasion but constituted less than 10% of the total voluntary tree seedlings in the early stages of forest invasion. The trembling aspen, due to their vegetative method of propagation, are spreading in the "CD" area where they are becoming the numerically dominant species in localized areas. A few oak (*Quercus rubra* L.) have begun to appear, probably due to rodents or birds transporting acorn from the adjacent hills. As mentioned earlier, the young oak trees respond positively to additional available nitrogen as shown by their better growth when planted close to black locusts (*Robinia pseudo-acacia* L.) in our test plots. Hybrid poplar are also included in the test plots with some clones providing interesting results.

Replicated plots to study the introduction of coniferous seedlings were established in 1972. The following species were included: jack pine (*Pinus resinosa* Ait.), scotch pine (*Pinus sylvestris* L.), white spruce (*Picea glauca* Voss), and black spruce (*Picea mariana* Mill.). The jack pine (*Pinus resinosa* Ait.) has proven to be the most adaptable to date. By 1980, the trees were 3 - 3.6 m in height and were producing seed cones. The better growing ones are now in the 4 - 5 m range. Seedling trees have been grown from the cones collected from these trees and planted out.

The red pine (*Pinus resinosa* Ait.) are making good vigorous growth and more are being included in the annual planting program. Since 1976 some 5,000 - 15,000 forestry seedlings have been planted annually.

A study of the plant species in the "CD" area showed 7 species of trees and shrubs, 5 species of grass, 6 species of weeds and 2 species of mosses had voluntarily invaded this area (McLaughlin et al. 1982) along with the invasion of flora, various insects, grasshoppers, spittle bugs, ants and small mammals (deer mice and voles have colonized this developing ecosystem. Meadow birds attracted by the small insects became resident, and kestrels, marsh hawks,

and owls along with foxes began to provide predatory control of the small mammals. Waterfowl and shorebirds began to make stop overs during their migratory flights and some even began to raise their broods in the area.

During the period 1973 to 1981 92 different avian species were identified. This included 19 species of waterfowl, 26 species of shorebirds, 3 species of gulls, with the remainder being various meadow and wood habiting species.

In 1974, consultation was carried out with local Rod and Gun Clubs, and a decision was made to try to develop the tailings and adjacent land as a Wildlife Management Area. A wildlife biologist was hired to design a development plan (Wilson 1976) and negotiations were entered into with the Ontario Ministry of Natural Resources to have the area designated as a Wildlife Management Area. During the past 9 years studies have been carried out by Inco and outside researchers (Rose 1981, Cloutier 1984) to ascertain whether the uptake of heavy metals from the tailings by various species would pose a problem in the food chain. The researchers' opinion was that it would not and in 1985 a start was made to establish a flock of Canada Geese (*Branta Canadensis*) by placing 60 fledglings in the "CD" area.

At the start of this program some 30 years ago the main objective was to stabilize the tailings surface to prevent the dust storms which originated from there under certain weather conditions. This program has been extended with the use of chemical sealants to temporarily unused portions of the active tailings area in recent years.

At this stage, as close out scenario's and permanent end use plans are developed for the tailings area, another factor, the quality of seepage and drainage water from these areas, requires consideration. The establishing of vegetation on tailings impacts on this factor in 3 ways:

1. By intercepting precipitation
2. By transpiration
3. Eventual formation of an oxygen consuming barrier.

The percentage of rainfall intercepted will vary with the density of the vegetative cover and the period, intensity and total precipitation of the individual rain storm. Generally dews are almost 100% intercepted while the percentage of

water intercepted in a heavy driving rain storm will be minimal. The precipitation intercepted evaporates directly to the atmosphere and does not reach the ground surface to become seepage or run off. Vegetation stems act as air passage ways in snow accumulations which increases the area exposed to the evaporation process, particularly in the warm sunny days of late winter, and thus helps to reduce seepage and run off water.

Transpiration of water by vegetation has the greatest impact on reducing the amount of water available for seepage. The rate of transpiration will vary with the temperature and humidity but an example of the potential is that 1 acre (.4 ha) of grass transpires 6.5 tones (5.9 tonnes) of water per day during the growing season (Hill, Overholt and Popp, 1950). There are many factors that affect the rate of transpiration and it varies with species and this should be a consideration in selecting the species to be used for the final planned vegetative cover of a reclaimed site.

The development of a thick root structure along with the accumulation of decaying vegetation on the surface, sets up an oxygen intercept layer, which will reduce the amount of oxygen penetrating into the sulphide tailings and thus reduce the rate of acid formation. This will reduce the rate at which residual trace elements will become available for inclusion in the seepage water.

To date, revegetation has been carried out on tailings where the water table is sufficiently below the surface to permit the growth of the so called higher plants. If water quality is to be improved, methods to establish vegetation on the area between these higher areas and those covered by water must be looked at. A start has been made at Inco to investigate the potential of bio-ecology to cover these areas with cattails, bullrushes, sedges, mosses along with the use of aquatic plants to improve the water quality in tailings ponds (Kalin 1985).

The use of various forms of slow release phosphates to reduce the rate of oxidation in tailings and subsequent acid formation is undergoing tests at several mines in Canada (Watkin 1985).

The potential of using sodium lauryl sulphate to reduce the rate of oxidation by acting as a bactericide to control the Thiobacillus bacteria appears promising in the by-products of pyritic ores (Kleinman, 1983). A slow release duration of

up to five years has been postulated, but field trials are not as yet complete (Watkin 1983).

Although the above methods and materials are under test, the present proven use of lime, in one form or another, remains the only available practical field scale method. Because of its ease of handling, minimal toxicity to the handler, and associated economics, agricultural limestone is the best form to use. The use of hydrated lime has been proven acceptable as promoting growth, but the unacceptable dust problems associated with spreading this material make it impractical. Inco is currently experimenting with the use of pelletized limestone for cyclone spreader application for reclamation on rough terrains.

The nutrient requirements of vegetation are the same as in normal soils, however, it appears that the standard procedures used in soil analysis, do not correctly interpret the availability of the principal nutrients in tailings. Procedures to provide more precise information in this area to permit more accurate interpretation of requirements are essential to developing proper economically viable cultural practices. Research in this area is needed.

The work being done here at Laval on the nitrogen fixation ability of alders, is in my opinion, the first step into a facet of reclamation research, where as information is developed, will provide many benefits. Work undertaken in the American South West on nitrogen fixation by root sheaths in certain grasses along with the research underway at Cornell in bio-genetics to provide more efficient nitrogen fixation (Gray 1984) in major field crops will provide future benefits in the reclamation field.

As mentioned earlier, the immediate need in the research area is to develop methods to increase the decomposition of organic matter by microflora and fauna on and within the tailings.

The types of equipment used over the years has been basically standard agricultural equipment with some modifications to meet special situations. This will continue in the future. No change is foreseen from the present practice of "stir tillage" which is practiced in dry areas of the world to the more common "invert tillage" used in the temperate regions.

Looking back at what has been achieved on the Copper Cliff Tailings of Inco Limited and into the future to see the sites development as a Wildlife Management Area as its end use, gives some perspective of the time requirements to establish a new ecosystem. No doubt this period can be shortened somewhat, as procedures used on a trial and error basis are changed to more knowledgeable proven ones with the consequent reduction in time loss.

The progress to date in establishing an ecological process on the tailings area is evidenced by the developing soil profiles, the invasion and colonization of the area by local flora and fauna, as Nature indicates that the work done by man is a suitable basis for the development of a suitable climax vegetation for this site.

Acknowledgements

The author wishes to express his appreciation to the management of Inco Limited for their support and encouragement over the years since the program's inception.

Many Agricultural Department staff have made significant contributions to the project, during the past 35 years and I thank them. At the risk of omitting some names, I would like to particularly mention the following who made major contributions: - C.A. Young, E. Mikkola, A.E. Burnham, D.M. Bolton, M.S. Peters, E.L. Heale, and a special thanks to Danielle Beauchamp who searched files and typed this manuscript.

References

- Bradshaw, A.D., Humphries, R.N., Johnshon, M.S. and Roberts, R.D. (1978).
The restoration of vegetation on derelict land produced by industrial activity. In Holdgate, M.W. and Woodman, M.J. (Eds.), The Breakdown and Restoration of Ecosystems, Plenum Press, New York and London, pp. 249 - 278.
- Cloutier, N.R. (1978). Metals (Cu, Ni, Fe, Co, Zn, Pb) and Ra-226 levels in meadow voles and vegetation from nickel and uranium mine tailings in Northern Ontario. M.Sc. Thesis, Biology Department Laurentian University, Sudbury.
- Dimma, D.E. (1981). The Pedological Nature of Mine Tailings Near Sudbury, Ontario. M.Sc. Thesis, Queen's University, Kingston, Ontario, 184 pages.
- Gray, J. (1984). conversation with author.
- Heale, E.L. and Orford, G. (1984). Report on Tree Variety Test Plots on Copper Cliff Tailings. Internal Report, Agricultural Department, Inco Limited, Copper Cliff. Unpublished.
- Kalin, M.M. (1983). The Growth of Cattail Stands on Inactive or Abandoned Uranium Mill Tailings in Ontario. Proceedings of the Eighth Annual Meeting of the Canadian Land Reclamation Association, Waterloo, Ontario, pp. 167-170.
- Kleinman, R.L.P., (1983). At Source Control of AMD: a progress report. Proceedings of symposium, Surface Mining and Water Quality. Fourth Annual West Virginia Surface Mine Drainage Task Force, Clarksburg, W. Va.
- Labine, C.L. (1971). The Influence of Certain Seeded Grasses on the Evolution of Mine Tailings. B. Sc. Thesis, Biology Department Laurentian University, Sudbury, Ontario.
- McLaughlin, B.E. (1982). Site Factors Affecting Semi-natural Vegetation on Tailings at Copper Cliff. M.Sc. Thesis, Queen's University, Kingston, Ontario.

- Peters, T.H. (1978). Inco Metals Reclamation Program. Canadian Mining and Metallurgical Bulletin, December 1978.
- Pitty, A.F. (1979). Geography and Soil Properities, Methuen and Company Limited London, 287 pages.
- Rose, G. (1981). Effects of Smelter Pollution on Temporal Changes in Feather and Body tissue of Ruffed Grouse near Sudbury, Ontario. M.Sc. Thesis, Biology Department, Laurentian University, Sudbury, Ontario.
- Sheehan, P.J., Miller, D.R., Butler, G.C., and Bourdeau, Ph. (Eds.) Effect of Pollutants at the Ecosystem Level, SCOPE-, John Wiley and Sons, Chichester, New York, Brisbane, Toronto, 1984.
- Case 7.8, Rehabilitation of Mine Tailings - A Case of Complete Ecosystem Reconstruction and Revegetation of Industrially Stressed Lands in the Sudbury Area, Ontario, Canada. T.H. Peters pp 800 - 833.
- Swanson, S. (1977). Tailings Field Monoliths and Tree Root Distribution. Internal Report, Agricultural Department, Inco Limited, Unpublished.
- Watkin, E.M., and Watkin J. (1983). Inhibiting Pyrite Oxidation Can Lower Reclamation Costs. Canadian Mining Journal, Vol 104, No. 12, December 1983. pp. 29-31.
- Watson, W.Y. (1970). Reclaiming Pollution Scarred Lands. Laurentian University. Unpublished.
- Wilson, W.R. (1976). Master Plan for the Development of the Copper Cliff wildlife Management Area. Internal Report, Agricultural Department, Inco Limited. Unpublished.

Appendix

Inco Limited's Current Tailings Revegetation Program

The pH of tailings varies with the amount of oxidation which has taken place since it was put in place. Therefore, in early May, pH tests are made at 60 metre intervals of the area to be seeded. Based on the information obtained, agricultural limestone is spread at rates from 10 to 35 tonnes per hectare and disced into the tailings surface.

Recent experience indicates that the best time to start seeding is following the first heavy rain after July 20. Just prior to seeding time, an additional 4 to 5 tonnes per hectare of agricultural limestone is spread and disced into the surface. Then 450 kg per hectare of 5-20-20 fertilizer are broadcast and disced or harrowed, as conditions dictate, into the top 5-8 cm. of the surface. A conventional farm seed drill follows seeding 94 kg per hectare of grass seed mixture (see below) and an additional 392 kg per hectare of 5-20-20 fertilizer. This is followed by Brillon seeder which compacts the seed bed as it places an additional 22 kg per hectare of the grass seed in the ground.

After the grass germinates, light top dressings of nitrogen are applied, as required, during the balance of the season and early the following spring. Limestone and fertilizer are applied in subsequent seasons based on visual assessment of the growth or soil tests.

Legumes are introduced into the resultant sward during the first of second spring after the original seeding, using a powertill seeder. Birdsfoot trefoil (*Lotus corniculatis* L.) is the current legume being used although some experimental work is being done with alsike (*Trifolium hybridum* L.). Legume seed is always inoculated prior to seeding.

Inco Limited Tailings Grass Seed Mixture

25% Canada Blue Grass (*Poa compressa* L.)

25% Red Top (*Agrostis gigantea* Roth.)

15% Timothy (*Phleum pratense* L.)

15% Kentucky Blue Grass, var. Park (Poa pratensis L.)

10% Tall Fescue (Festuca arundinacea Schreb.)

10% Creeping red Fescue (Festuca rubra L.)

The percentage indicates the proportion by weight of each species in the seed mixture.

Friedrich Oehmichen
School of Landscape Architecture
University of Montreal

Industrial lime deposits - possibilities and problems of its renaturalisation

Even though the degree of alkalinity (pH 12.5 and more) of the deposited lime waste is toxic to plant life to a highly lethal degree, renaturalisation is possible under certain conditions. Chemically, this implies a reduction of Ca (OH)_2 with the carbondioxide of the air to form CaCO_3 . The paper shows strategies to accelerate this process and to accumulate the detoxified material in a layer which can make plant growth possible and pioneer plants can get established. Through adequate land management technics renaturalisation of such hyperalkaline deposits can become possible.

DEPOT DE CHAUX INDUSTRIELLE - POSSIBILITES ET PROBLEMES D'UNE RENATURALISATION

Friedrich Oehmichen, Professeur agrégé

Ecole d'Architecture de paysage, Université de Montréal

5620 ave Darlington, Montréal (Québec) H3T 1T2

Résumé:

Bien que le taux d'alcalinité (pH 12.5 et plus) du matériel déposé soit toxique pour les plantes, une renaturalisation est possible sous certaines conditions. Chimiquement, cela implique une réduction du Ca (OH)_2 avec le CO_2 de l'air pour former CaCO_3 . L'exposé veut montrer des stratégies pour accélérer ce processus et pour accumuler les substrats carbonisés et détoxifiés. Dès que ce substrat atteint une épaisseur minimale, l'installation des premières plantes pionnières devient possible. Par des approches adéquates d'aménagement et d'implantation ainsi que l'entretien des végétaux, la renaturalisation d'un tel dépôt hyperalcalin donne un résultat intéressant.

Les dépôts à présenter sont particuliers dans le sens qu'ils comprennent des matières hyperalcalines et parce qu'ils sont localisés dans un lieu adjacent à un centre-ville.

Le dépôt en question fait partie du complexe industriel de l'ancienne Shawinigan Chemicals. Celui-ci origine de bassins de sédimentation, pour des chaux hydratées, un sous-produit de carbure de calcium, déposés pour la plupart entre les années 1957 à 1968. Le dépôt est situé au bord de la rivière Saint-Maurice à Shawinigan, adjaçant au centre-ville en amont de la rivière et couvre environ 12 ha. Son emplacement signifie naturellement un grand intérêt pour un recyclage du site. La recherche présentée a comme objectif d'évaluer les possibilités d'une renaturalisation et de développer une stratégie pour établir une couverture végétale en vue d'un aménagement futur par un minimum d'interventions.

Ce type de dépôt ainsi que le site à évaluer est assez rare, et rares sont les expériences développées sur les possibilités d'une telle renaturation. Une recherche de la littérature a donné des informations très dispersées mais quand même assez significatives pour appuyer l'analyse des conditions du site, faite en automne 1984.

Le site même est une série d'anciens bassins de sédimentation. Les bassins individuels sont très différents par rapport à leur date de sédimentation comme par les conditions de leur surface. Les dépôts les plus vieux sont abandonnés déjà depuis 20 ans. Leur surface est partiellement amendée avec les boues excavées de la rivière à côté. Une autre partie a été laissée non perturbée après la fin de leur remplissage depuis 15 ans environ. Ils ont le fond plat, entouré par des digues de mêmes matériaux. Par ailleurs, les autres bassins de sédimentation sont plus récents et ils sont partiellement transformés. Leurs sédiments sont empilés, ce qui laisse un relief très mouvementé avec des pentes très abruptes et instables.

La présence et performance de la végétation observée

Le dépôt de Shawinigan Chemicals sur le rivage de la rivière Saint-Maurice donne à première vue une impression d'extrême inhospitalité face à une occupation par des êtres vivants, qui s'exprime par ses couleurs, ses odeurs et sa topographie qui lui donnent une ambiance plutôt lunaire. Les analyses confirment la toxicité exceptionnelle de ce dépôt qui se manifeste pour les végétaux, dans son hyperalcalinité mesurée par une concentration des ions OH de 13,5 pH. C'est pour cette raison, que le substrat devient fortement phytotoxique. L'alcalinité présente produit pour les plantes des valeurs osmotiques trop élevées qui correspondent à celle des sols salins. La problématique de ces sols pour les plantes réside dans le fait, que la concentration des minéraux est plus forte que dans les cellules des racines, la valeur osmotique du sol dépassant celle des cellules avec pour résultat, l'impossibilité de l'absorption de l'eau par la plante. Une renaturation de ce dépôt est en conséquence possible à la seule condition que l'alcalinité excessive puisse être réduite. Chimiquement, ceci implique une réduction des très fortes concentrations en ions OH. Cette réduction peut être produite par une réaction du Ca(OH)_2 avec le CO_2 de l'air pour former CaCO_3 . Ce processus se déroule en

surface, formant une croute qui se brise facilement. Dans cette couche très mince, le facteur pH correspond plus à celui des sols alcalins et l'existence des végétaux devient possible.

Quelles chances ont les végétaux dans ces conditions et quelles sont leur possibilité d'adaptation? Malgré cette ambiance lunaire, on a la grande surprise de retrouver des plantes dans presque toutes les zones de dépôt. Leur densité et croissance sont quand même très variables de zones en zones. Les dépôts les plus vieux supportent la végétation non seulement la plus âgée mais aussi la plus dense. Il est instructif de voir, dans le comportement des végétaux, une indication de l'alcalinité des différents endroits du site. Les échantillons conventionnels pris (1,50 m de profondeur chacun), sont dans ce contexte moins utiles car ils ne donnent aucune analyse de la couche supérieure pour chaque 10 millimètres jusqu'à une profondeur de 50 à 100 mm.

En conséquence, l'emphase d'analyse était mise sur l'évaluation des végétaux déjà établis sur le site.

L'analyse de la végétation déjà existante a eu comme objectif:

- Identification des espèces présentes
- Evaluation de leur distribution, comportement et performance
- Identification des espèces significatives
- Examen des réactions de la végétation aux conditions du site décrites comme:
 - . l'alcalinité du dépôt
 - . la structure physique du substrat
 - . la capacité de rétention d'eau
 - . l'exposition
 - . la morphologie de surface

En conclusion, les recommandations relatives à la renaturalisation sont présentées en fonction des aspects suivants:

- 1-Protection et gestion de la couche carbonisée
- 2-Protection et entretien de la végétation déjà existante
- 3-Introduction des plantes additionnelles
- 4-Fertilisation
- 5-Nivellement

Analyse de la végétation existante

Bien que le taux d'alcalinité (pH 12,5 et plus) du matériel déposé soit toxique pour les plantes, différentes espèces végétales sont installées déjà dans plusieurs zones du site. Cependant, la couverture végétale est la plus développée dans la zone amendée de matière organique. Dans plusieurs autres zones, la végétation a commencé à s'installer et c'est là qu'on peut faire les observations les plus pertinentes sur la problématique et les possibilités d'une renaturalisation du dépôt. Ce que l'on peut observer c'est une formation de niches favorisée par les végétaux.

L'évaluation de la végétation existante sur le site montre des préférences répétitives pour des différentes niches sur le site:

- Les fonds des anciens bassins de sédimentation dans les endroits les plus bas des bassins, probablement où l'eau de surface s'accumule à l'occasion des grandes pluies ou à la fonte des neiges;
- Sur les pentes stables des digues;
- Dans des petites cuvettes sur les empilements de matériaux;

Il apparaît y avoir une certaine similitude entre ces préférences si différentes:

- Les cuvettes au fond des bassins représentent les endroits vers lesquels l'écoulement des eaux se dirige. Cet aspect est important au point de vue de l'alimentation en eau mais probablement plus parce que l'eau de surface transporte aussi des sédiments lavés en route, qui sont déposés dans ces cuvettes. Et, ces sédiments lavés en surface contiennent plutôt les matériaux déjà carbonisés et par ce fait, disponibles pour les plantes;
- Les niches sur les empilements de matériaux sont trop petites pour accumuler beaucoup d'eau, mais par leur forme et localisation, elles offrent des conditions de protection contre les vents asséchants, facteur important dans un environnement bien drainé.

Mais aussi ces niches et cuvettes ont des effets secondaires qui m'apparaissent très importants comme la capacité d'accumuler les sédiments éoliens, les particules fines que le vent a enlevé aux autres endroits. S'ils viennent du site, ils originent probablement aussi de la couche déjà carbonisée et l'accumulation de ces sédiments améliore considérablement les conditions favorables à une

une implantation naturelle des végétaux. Sur les pentes stables des digues les plantes pionnières s'implantent aussi avantageusement. Les pentes peuvent être relativement sèches, mais comme les analyses l'ont démontré, la chaux déposée est souvent d'une texture argileuse et d'une capacité de rétention d'eau relativement bonne. Le facteur de l'humidité semble ne pas être "limitant" sur ces pentes. Mais comme le substrat sur les pentes apparaît très bien aéré, le processus de carbonisation doit se dérouler avec une intensité relative et laisser la surface des pentes favorables à l'implantation des végétaux.

En conclusion, on peut décrire les conditions écologiques du site en question comme suit:

- Les matériaux déposés retiennent suffisamment l'eau de pluie pour permettre la croissance des végétaux peu exigeants;
- Le substrat semble assez aéré à en juger par la présence de plantes exigeantes comme des peupliers;
- L'alcalinité excessive se réduit à partir de la surface et avance lentement en profondeur. L'indication de la diminution de toxicité est donnée par le comportement des racines des plantes.

Indépendamment des habitudes spécifiques des plantes trouvées sur le site, toutes les racines s'étalent dans une mince couche près de la surface, mais couvrent une surface assez large. Souvent les racines ne s'enfoncent pas au-delà de 5 cm. Mais les racines des plantes contribuent elles-mêmes au processus de carbonisation par respiration du CO_2 .

Il apparaît que l'accumulation du matériau carbonisé dans les différentes niches donne aux plantes une première possibilité d'implantation. En conséquence, cette couche supérieure déjà carbonisée devient, de première importance, pour une renaturalisation sans intervention paysagère.

Pour liste des plantes que l'on retrouve sur le site, voir page

Recommandations pour une renaturalisation

A en juger par les observations sur place et l'étude des expériences décrites dans la littérature, une renaturalisation du dépôt en question semble certainement possible. Mais ce processus demandera du temps et, pour cette raison

une planification à long terme s'avèrera nécessaire. C'est malgré en raison de sa toxicité, un environnement très fragile et son aménagement force la considération de certaines exigences détaillées dans ce qui suit.

1. Protection et gestion de la couche carbonisée

Comme cette couche supérieure et mince contient les seuls matériaux de moindre toxicité aptes à permettre la survie de quelques plantes pionnières sur le site; sans la protection de cette couche vitale, une naturalisation sera impossible. Mais par une gestion intelligente de ce matériel, la renaturalisation accompagnée d'un aménagement ne pose pas de problèmes fondamentaux. La formation de cette couche non toxique est lente et dépend de l'exposition à l'air ou aux processus biologiques. Ce processus peut être stimulé et accéléré par une aération artificielle et l'ameublissement de la surface par le sarclage. Il est évident que cette couche mérite et requiert la plus grande protection possible. Cette attitude devrait se manifester par une gestion de conservation plutôt et se baser sur certains critères:

- Minimum de perturbation de la surface;
- Si une perturbation devient nécessaire, la couche de surface sera à protéger par l'enlèvement et le stockage. La couche supérieure devient une sorte de terre arable pour le site et demande un traitement conforme à cela;
- Accélération de sa formation par sarclage et processus biologique.

2. Protection et entretien de la végétation déjà existante

Les îlots de végétation déjà en développement représentent le potentiel le plus important en vue d'une renaturalisation ou de n'importe quel aménagement dans le futur. Les raisons en sont évidentes:

- Ils ont une avance de développement de plusieurs années, dans plusieurs cas de 10 ans et plus. Cette avance revêt une grande importance en raison des difficultés d'implantation des végétaux sur le site;
- Les îlots de végétation, même petits, produisent la matière organique essentielle à la formation d'une première couche de terre arable et qui par son acidité relative contribue à la diminution de la toxicité du sous-sol par le processus de carbonisation;
- De plus en plus, les plantes de ces îlots commencent à se propager par graines; un fait crucial pour accélérer le processus de la renaturalisation.

Pour ces raisons, les ilôts de végétation, de n'importe quelle dimension, sont à protéger à tout prix.

3. Introduction des plantes additionnelles

Bien que les plantes pionnières déjà sur le site donnent une bonne indication pour le choix de plantes à des fins d'aménagement ou de renaturation contrôlée, il serait avantageux d'introduire des espèces additionnelles. Comme la composition de la végétation sur le dépôt est le résultat d'une implantation naturelle, elle ne peut seulement comprendre que des espèces qui sont déjà représentées, autour du dépôt et qui ont des graines capables d'être transportées par le vent. Pour ces raisons, il est recommandé d'introduire aussi des espèces additionnelles pour augmenter la diversité entraînant ainsi une végétation efficace. Les espèces suivantes sont proposées à ces fins:

- Pour leur résistance contre la sécheresse et leur capacité à fixer l'azote de l'air dans leurs racines:

Eleagnus angustifolius

Eleagnus commutata

Hippophaea rhamnoides

- Pour leur résistance contre la sécheresse:

Loniceria tatarica

Rhus typhina

Sambucus nigra

Rosa rugosa

Rosa nitida

Rosa eglanteria

Alnus crispa

Robinia pseudoacacia

Crataegus crus-galli et autres

Prunus serotina

Acer negundo

Leur implantation se fait préférentiellement par des semis ou boutures de 2 ans. Les plantes plus âgées ou en pots risquent d'avoir plus de difficulté d'adaptation aux conditions extrêmes du dépôt.

4. Fertilisation

Pour accélérer la croissance des végétaux, une application des engrais peut être avantageuse en raison du manque de terre arable et la composition du matériau du dépôt. Cette application peut se faire en deux phases:

- Avant l'implantation des végétaux une fertilisation est recommandée dont voici la formule:

100 kg/ha N

100 kg/ha P

120 kg/ha K

- Après l'implantation ou pour des végétaux déjà en place, une application chaque année est recommandée dont voici la formule:

100 à 130 kg/ha N

50 à 80 kg/ha P

120 kg/ha K

5. Nivellement

N'importe quelle vocation sera prévue pour le site, pour préparer une renaturation ou un aménagement, le site devrait être nivellé considérablement. Indépendamment des vocations envisagées, ce nivellement devrait atteindre en même temps certains objectifs pour une renaturalisation optimale:

- Rétention d'eau de surface dans le but d'améliorer l'approvisionnement des plantes en drainant l'eau dans une multitude des cuvettes, et pour retenir et accumuler les sédiments favorables à la croissance. Ces cuvettes doivent devenir les endroits favorisés pour l'implantation;
- Rétention des sédiments éoliens dans le but de créer des habitats et favoriser la construction des buttes perpendiculaires aux vents prédominants.

Mais le critère le plus important pour n'importe quel nivellement sera la protection de la végétation existante à n'importe quel prix.

Tous demandent une bonne planification à l'avance et un plan d'aménagement comme base pour une stratégie de renaturalisation efficace et économique.

Relevé des plantes sur le dépôt dans les différentes zones

Zone A: *Populus tremuloides* - Peuplier faux-tremble
Populus balsamifera - Baumier
Petula papyrifera - Bouleau à papier
Salix bebbiana - Saule de Bebb
Salix lucida - Saule brillant
Solidago canadensis - Verge d'or du Canada
Melilotus alba (ou *officinalis*) - Melilote

Zone B: *Populus tremuloides* - Peuplier faux-tremble
Populus balsamifera - Baumier
Salix bebbiana - Saule de Bebb
Salix lucida - Saule brillant
Brassica Kaber - Moutarde sauvage

Zone C: *Populus tremuloides*
Populus balsamifera
Salix bebbiana
Salix lucida
Chaenorrhinum minus - Chénorhinum mineur

Zone D: *Betula papyrifera*
Sorbus americana - Sorbier
Solidago canadensis
Aster umbellatus - Aster en ombelle
Aster non identifié

Zone E: *Populus tremuloides*
Salix bebbiana
Salix lucida
Tussilago farfara - Pas-d'âne (fossée)

Zone F: *Populus balsamifera*
Verbascum thapsus - Molène vulgaire
Oenothera (*grandiflora*?) - Onagre

Artemisia (vulgaris?) - Armoise

Artium minus - Bardane mineur

Graminées non identifiées

Zone G: Populus tremuloides

Populus balsamea

Populus deltoides - Peuplier à feuilles deltoides

Salix bebbiana

Salix lucida

Tussilago farfara

Poa (?) Paturin

Zone H: Populus balsamifera

Bibliographie

Müller, B. et Friedrich, W., 1983. "Gehölzwachstum auf Karbidkalkhydratflächen der Bunahalde". Beiträge zur Gehölzkunde, Zentraler Fachausschuss Dendrologie und Gartenarchitektur, Berlin, pp. 23-31.

Gabrielson, F.C., Cross, E.A. et Bradshaw D.K., University of Alabama. "The effects of fertilizer and acid treatment on plant growth in alkaline spoil". Reclamation Review Volume 3, Number 1, 1980, pp. 62-63, Pergamon Press, New York.

Cox, R.M., 1978. "Multiple metal tolerance in the grass Deschampsia caespitosa". Department of Botany, University of Toronto, Ontario. Reclamation Review Volume 1, Number 3/4, 1978, pp. 176, Pergamon Press, New York.

Friedrich Oehmichen
Ecole d'Architecture de paysage
Université de Montréal

Dépôts de chaux industrielle - possibilités et problèmes d'une renaturalisation

Bien que le taux d'alcalinité (pH 12.5 et plus) du matériel déposé soit toxique pour les plantes, une renaturalisation est possible sous certaines conditions. Chimiquement, cela implique une réduction du Ca (OH)_2 avec le CO_2 de l'air pour former CaCO_3 . L'exposé veut montrer des stratégies pour accélérer ce processus et pour accumuler les substrats carbonisé et détoxifié. Aussitôt ce substrat atteint une épaisseur minimale, l'installation des premières plantes pionnières devient possible. Par des approches adéquates d'aménagement et d'implantation ainsi que l'entretien des végétaux, la renaturalisation d'un tel dépôt hyperalcalin peut se faire avec un résultat intéressant.

L' AMIANTE ET L'ENVIRONNEMENT

La région de Thetford Mines/Black Lake est connue mondialement pour son exploitation de fibres d'amiante. Paradoxalement , cette extraction produit de grands volumes de déchets qui sont disposés en surface et constitue une diffuse et permanente de pollution. Les impacts sur l'environnement sont multiples: détérioration de la qualité de l'eau, de l'air, du sol, dégradation de la qualité de vie... Des mesures ont déjà été prises afin de contrôler ou de diminuer cette pollution par les mines. D'autres solutions existent tels le recyclage, la récupération ou la restauration peuvent aussi être sérieusement envisagées.

ASBESTOS AND THE ENVIRONMENT

The Thetford Mines/Black Lake region is well known throughout the world for its exploitation of asbestos fibres. Paradoxically, the mining activities produce tremendous volumes of wastes that are piled at the surface and becomes an important source of diffuse pollution.

The environmental impacts are many: damaging the quality of air, water, soil, and degrading the quality of life in the surrounding area. Some measures have already been taken in order to control or diminish this pollution created by the mines. Other solutions, such recycling, reprocessing or restoration exist and may be seriously considered.

Présentation : Josée Gagnon , M.A.T.D.R.

Directeur de thèse J.Y. Chagnon, département de géologie.

REVEGETATION OF HARD ROCK WASTE FROM
MINING AND CONSTRUCTION OPERATIONS

E. M. WATKIN

MINE WASTE RECLAMATION LTD.

565 MASSEY ROAD

GUELPH, ONTARIO N1H 6R1

ABSTRACT

On a world basis, numerous techniques have been developed for the revegetation of rock waste areas arising from a variety of industrial operations. They include covering with overburden or topsoil, spraying with sewage sludge or composted organic waste, regrading or blasting to expose or create, respectively, surfaces with a higher proportion of finesized particles; or most simply, direct seeding or planting of vegetation onto unaltered rock wastes.

This presentation will describe the revegetation of various hard-rock waste sites in eastern and western Canada using direct seeding techniques, and discuss the applicability of such techniques based on data obtained from controlled environment studies and field experience.

REVEGETATION DE DEBRIS ROCHEUX PROVENANT
D'EXPLOITATIONS MINIERES ET D'ENTREPRISES DE CONSTRUCTION

E.M. Watkin,
Mine Waste Reclamation Ltd.,
565 Massey Road,
Guelph, Ontario,
N1H 6R1

Plusieurs techniques ont été mises au point dans divers pays, pour assurer la revégétation de superficies utilisées pour l'entreposage de débris rocheux d'origines différentes. Le recouvrement de ces débris par des couches de sol d'épaisseurs variables, l'arrosage avec des boues d'égouts ou des résidus organiques préalablement compostés, le tamisage ou le dynamitage des débris pour assurer la présence d'une plus grande proportion de matériaux fins ou simplement l'emploi du semis direct ou la plantation d'arbres ou arbustes directement sur ces résidus non-altérés, constituent autant de possibilités pouvant être utilisées.

Le but de cette présentation est de décrire divers essais de revégétation effectués dans plusieurs régions du pays sur ces matériaux rocheux en utilisant le semis direct, et de discuter de la valeur d'une telle technique à partir de résultats obtenus en milieu contrôlé et en plein champ.

INTRODUCTION

The revegetation of waste rock surfaces by direct seeding or planting of herbs, shrubs and trees has often been a subject of considerable debate between land reclamationists. Steep slopes, a surface composed of boulders and stones, excessive drainage and poor nutrient status have been considered as an environment too inhospitable for plant growth. Surface modification, primarily spreading of overburden or topsoil materials, has often been advocated as necessary prior to seeding.

There is now however, a body of experience gained from land reclamation projects that indicates that not all waste rock surfaces present an environment incapable of supporting plant growth. Various studies have shown, that provided agricultural and commercial forest levels of plant productivity are not to be expected, herbaceous, shrub and forest species can be established directly, or enabled to naturally colonize such surfaces.

Rock slopes classified as skeletal or fragmental can support a forest cover (USDA-SCS, 1973). Plant colonization and succession on high altitude talus slopes lying at the physical angle of repose was described by Leach in 1930 (see Tansley, 1939). Bradshaw and Chadwick (1980) and Humphries (1979) have reported that mine spoils (rock wastes) exhibiting slope angles of 35 degrees can be successfully revegetated with herbaceous and forest species. Extensive studies have been conducted in Norway (Norsk Hydro, 1973) and in Colorado (Burns, 1980). In Canada, studies on slope stability and revegetation procedures appear to be limited to those undertaken on coal mine spoils in British Columbia. Murray (1977) pointed out that little work has been done in Canada on seeding of rock dumps or on the design and planning of dumps with respect to vegetation. Because of inherent differences between coal waste materials (rocks of sedimentary origins) and hard rock mining wastes extrapolation of known stability problems and reclamation techniques from the former to latter situations is of limited justification.

Despite successful reclamation work in Canada, United States of America, Norway, Switzerland and Great Britain on rock wastes of varying slope and

composition, it is not the intention of this paper to indicate that vegetation establishment on waste rock slopes will always be totally straightforward. Worldwide, there appears to date to have been no integrated scientific study of surface movement in waste rock dumps between the physical and biological angles of repose. The physics of surface movement in relation to waste rock type, particle size, weathering, internal and surface drainage and potential effects of plant growth on surface stability are largely unknown for waste rock dumps of the magnitude represented by numerous examples in Canada.

USE OF TOPSOIL/OVERBURDEN

Perceived difficulties with direct seeding of waste rock materials have often been resolved by placing topsoil/overburden materials on the sites concerned. Brown (1982) questioned the commonly accepted premise that topsoil is a prerequisite to successful revegetation, that revegetation is impossible without topsoil. Based on experience gained in high alpine areas of Colorado, it was pointed out that adequate revegetation requires a suitable growth medium, but that the medium need not be topsoil. Under most circumstances, topsoil is simply an amendment which accelerates the process of reclamation.

Brown considers the greatest single asset of topsoil is its texture (particle size distribution) which is important to soil-plant water relationships. If a growth medium satisfies that requirement, the nutrient and organic constituents can be easily and economically provided by amendments with organic materials, organic or inorganic fertilizer (and suitable species selection). Brown's viewpoint on texture can in itself be questioned. The relative proportions of the mineral and organic solids to the liquid or gas-filled pore space are determined by the particle size distribution of the mineral matrix (the soil texture) and the binding of these fundamental particles into larger units or aggregates. The pore spaces between aggregates are much larger than those between the textural particles: the aggregated condition is soil structure. Particularly, water movement, heat transfer,

bulk density and porosity are greatly influenced by soil structure. Both soil texture and soil structure must be considered jointly, not separately, when determining the potential of waste materials as plant growth media. A like viewpoint has been expressed elsewhere (Norsk Hydro, 1973) for revegetation of waste rock dumps created by hydro-electric development in northern Norway.

Unequivocal support for topsoil placement cannot be found in world land reclamation literature; indeed, except in cases of hazardous or polluted wastes, a detailed argument can be developed from available data to support the contention for direct treatment and seeding of many disturbed areas rather than attempting to cover them with topsoil first.

Storage of stripped topsoil/overburden is often considered detrimental to topsoil/overburden "quality"; though what constitutes an undesirable length of storage varies greatly (one to five years) between practical land reclamationists. It is commonly found, especially with heavier materials, that the replaced topsoil is inferior to undisturbed material. In general though, topsoil/overburden use is considered beneficial when it can be:

- (a) stripped, relocated and respread immediately or within several months and not stockpiled for periods of one to five years;
- (b) considered a suitable source of organic matter and/or fine soil particles on soils deficient in organic matter or largely devoid of fine soil particles;
- (c) the land being reclaimed is required for agricultural or intensive forest production;
- (d) used as a cover or sealant over hazardous, toxic or polluted wastes.

RECLAMATION OF WASTE ROCK AREAS

Three main aspects of a waste rock substrate are considered very important in revegetation schemes; surface stability, substrate physical and

chemical properties and topographic relationships.

Two forms of stability are required for reclamation: macrostability, or freedom from risk of deep seated failures in rock faces or waste dumps; and surface stability, or freedom from continuing surface movement or erosion such as would prevent successful vegetation establishment.

Visual observations of waste rock slopes at many mines in Canada show that a tremendous variability exists in waste rock particle size, both in a vertical and in a horizontal direction. Three main particle size surface categories may be arbitrarily defined.

1. Massive to small boulders, with no interspersed fine particles (soil size) and large interstices occurring to depth.
2. Massive to small boulders, interspersed with coarse and fine particles (soil size) at or below surface; interstices are small or occupied with fine particles.
3. No massive or small boulders, surface composed of small stones interspersed with coarse and fine particles (soil size); interstices are small or occupied with fine particles. Surface movement (wind and water erosion) could often be problematical.

Each of the above three categories will require different surface treatments if a vegetation cover is to be established. In category #1, the spreading of topsoil/overburden material would be considered necessary in order to provide the semblance of a plant growth medium. Material classified as category #2, material could be treated simply by hydroseeding an appropriate seed mixture-fertilizer-mulch combination onto the slope surface. By contrast the potential surface instability of category #3 materials would have to be alleviated either by slope regrading, placement of additional nonerodible material prior to seeding, or physical amendments to reduce wind and water erosion or combinations thereof.

CASE HISTORIES

A number of case histories are briefly described below. In each of them, the potential for plant growth had been evaluated under controlled environment conditions. Species selection, fertilizer type and rates of application, and necessary "soil" amendments were determined prior to field trials or large scale revegetation programs were undertaken. Full details of each evaluation and field programs are not given, only those highlights considered necessary to provide reasonable evidence that direct seeding of waste rock dumps and slopes is feasible in a number of instances.

CASE HISTORY 1

Construction techniques at the Newfoundland and Labrador Hydro Upper Salmon Development included the use of local granular materials and prepared rock fills. The former was local natural overburden consisting of either silty sand/sandy silt glacial till or of sandy granular deposits. There were two types of prepared rock fill, one a greywacke material, the other an andesite material. Construction specifications required a 300 mm maximum size of fill with not greater than 15 percent of the material finer than 25 mm in size.

Plant growth was investigated under environmentally controlled conditions on the two types of rock fill and two "soils", a gravel sand and silty glacial material. Three plant evaluation studies were designed and implemented. Two of the three studies were: (1) Plant growth evaluation of greywacke and andesite rock fill materials at specific fines content and (2) plant growth evaluation of separated fines (passing No. 4 U.S. standard sieve) from greywacke and andesite rock fill materials; in which suitable species, fertilizer treatments and agricultural limestone requirements were determined so as to establish a permanent, maintenance free vegetative cover on the various materials.

Generally speaking, there were no outstanding differences recorded

between the plant growth potentials of greywacke and andesite rock fills. From a practical field point of view both materials were considered as having the same plant growth potential (Table 1). In terms of fines content, for both greywacke and andesite materials, an increase in fines content from 7.5 to 15 percent resulted in a higher level of plant growth (Table 1). Both greywacke and andesite fines exhibited an excellent plant growth potential but this potential was greatly influenced by the type of seeds mixture used and by the rate of fertilizer application (Table 2). A special-purpose all-grass mixture did not grow well and was not recommended (Table 2).

A seeds mixture composed of a legume (birdsfoot trefoil) and two grasses (tall fescue and creeping red fescue) was subsequently recommended for use on the construction materials with a recommendation that such materials contain a minimum of 12.5 percent fines material. A high level of fertilizer was recommended, namely, 1500 lb per acre 5-20-20 + 1000 lb per acre 0-46-0 or equivalent. That rate was recommended in order to offset possible fertilizer losses caused by fertilizer loss to depth in the construction materials being seeded.

CASE HISTORY 2

Anaconda Canada Exploration Limited conducted a mining operation, the Caribou Mine, as an open pit operation 30 miles west of Bathurst, New Brunswick. The mine and concentrator operated in 1971 and again in 1973-74. As a result of that operation, tailings dams were constructed and areas cleared of vegetation and soil.

The use of vegetation as a rehabilitation measure was evaluated in 1982 for two locations at the mine site. The locations were the north-east facing embankment of a tailings pond and an area of disturbed land to the south of the tailings ponds. The surface of the former was composed primarily of sericite schist interspersed with pyritic mine waste; the bottom one-fifth of the embankment was overlain with a layer of diabase dyke rock. The disturbed land area was primarily subsoil and bedrock exposed after stripping the

topsoil. The sericite schist was devoid of vegetation though isolated plants had colonized the diabase rock. The disturbed area had been extensively colonized by herbs, shrubs and trees, but the degree of actual ground cover was extremely sparse.

Mine Waste Reclamation Ltd. was requested by A.E.C.L. to study the vegetation potential of the above two locations and make recommendations for a field reclamation programme. Only the evaluation of the sericite schist and diabase rock is reported here.

Twelve samples of sericite schist + pyritic mine waste and three samples of diabase rock were amended with agricultural limestone at 0, 5, 10, 15 and 20 tons per acre, since both rock wastes showed an acidic reaction (Table 3). Two fertilizer treatments were imposed: 750 lb/ac 5-20-20 + 1000 lb/ac 0-46-0 (F1) and 1500 lb/ac 5-20-20 + 1000 lb/ac 0-46-0 (F2), and then a legume-grass seeds mixture seeded on the surface of the various treatment combinations.

On the sericite schist samples wide variation in plant growth was recorded where no agricultural limestone was used as an amendment, and plant growth at the 0 tons per acre rate was rated unacceptable (Table 3). The addition of 5 tons per acre agricultural limestone resulted in acceptable plant growth occurring on all twelve samples. Increasing the rate of agricultural limestone to 10, 15 and 20 tons per acre did not result in increased plant growth, in fact there were indications that growth declined at the two highest rates. Increasing the fertilizer rate gave only slightly higher, though consistent, increases in plant growth. On the diabase rock samples acceptable plant growth was recorded at 0 tons per acre agricultural limestone (Table 3). Increasing the rate of fertilizer application did not result in significant increases in plant growth.

Following the above evaluation specific treatments with agricultural limestone and fertilizer were recommended, as well as a specific seeds mixture. It was further recommended that reclamation of the tailings pond embankment be undertaken in two phases: an experimental field plot phase in 1982 followed by a full scale field reclamation phase in 1983.

CASE HISTORY 3

Five samples of dredged waste rock from St. Mary's Island, Sault Ste. Marie were evaluated in a controlled environment for their potential to support a vegetative cover without having to cover the waste rock with topsoil. Concern had been expressed about direct seeding of the waste rock because of the relatively high pH obtained from a soil test analysis (Table 4).

Four fertilizer treatments were added to each sample and plant growth potential assessed by seeding four different seeds mixtures on the sample surfaces. Acceptable levels of plant growth were obtained on all samples (Table 5). Acceptability was determined through harvesting plant growth and obtaining dry weight data as well as visual observations on plant health and root development.

A recommendation was made to vegetate the rock wastes using 1500 lb/ac 5-20-20 fertilizer and seeding with a seeds mixture composed of Leo or Empire birdsfoot trefoil, Kentucky 31 (K31) tall fescue and common creeping red fescue. Precise details of application methods were to be determined by field site inspection. Based on general experience in Ontario, the proposed seeds mixture would provide a permanent, self-sustaining and maintenance-free vegetative cover. A successful large scale field program was completed in 1983-84.

CASE HISTORY 4

Following the mining and treatment of ore at a uranium mine, two major types of waste materials had to be disposed of. The first was rock which had been subjected to an acid leach treatment; the second was a sludge formed by the neutralization of the leachate from the treated rock. Long term disposal of those wastes was problematical. An investigation was conducted in order to help assess if a vegetation cover could be considered as a part solution to the overall problem.

Two sludge and six rock waste samples were evaluated. The result of a standard agricultural soil analysis of the samples is presented in Table 6. Because of the high calcium values recorded for the two sludge samples by the soil test, the samples were resubmitted to determine their possible value as neutralizing agents. One sample had a neutralization value of 22 and the other a value of 13 (pure calcium carbonate = 100).

Two waste treatments were evaluated. The neutralization sludge alone and a mixture of neutralization sludge and waste rock. Superimposed upon the two waste treatments were two fertilizer treatments. Five seeds mixtures were used to assay the vegetation potential.

Three of the five seeds mixtures (crownvetch and creeping red fescue, crownvetch and tall fescue and reed canary grass) did not grow well on any waste x fertilizer treatment combination (Table 7). The other two mixtures (birdsfoot trefoil and creeping red fescue and birdsfoot trefoil and tall fescue) gave excellent growth during the 101 day period. Growth was equally good on the sludge alone and sludge and waste rock mixture (Table 7). There was no advantage to plant growth by increasing fertilization from a base level to a higher level.

It was recognized that by demonstrating the biological potential of the wastes to support an herbaceous ground cover, that this did not resolve the two major problems facing the disposal of those wastes, namely, physical handling methods and radionucleide content.

CASE HISTORY 5

At two open pit copper mines in British Columbia, reclamation studies on tailings have been conducted over several years with very promising results. More recently attention had been given to reclamation of waste rock dumps and to waste rock slopes which form an integral part of the tailings disposal areas. Recent reclamation regulations issued in the province call

for the regrading of waste rock slopes to approximately 27°. The current angle of repose at the mine sites varies from 32° to 36°. Because of the location of the mine sites near a large and important water body (fish spawning area) and the integral nature of certain slopes for tailings dams stability, regrading of numerous slopes was considered impractical for both environmental and safety reasons.

Growth room studies determined that those rock wastes which were not a source of acid mine drainage potential had a high biological capability for revegetation (Table 8). In 1984, vegetation test trials were established on Category #2 waste rock slopes (see page 5) on the two mine sites. The major objective of the trials was to obtain an understanding, under field conditions, of the revegetation potential of such slope types for use in developing a long term final site abandonment reclamation plan.

From a revegetation viewpoint, the major intent of the reclamation plan will be to establish an herbaceous vegetation cover on the extensive rock waste areas at the mine sites that will, firstly, provide control of wind and water erosion through root growth, begin the process of soil profile development by increasing soil organic matter, soil invertebrate and soil microbial populations; initiate nutrient retention and nutrient recycling; minimize the visual impact of final landforms, and create habitat for small mammals and avian wildlife.

Reclamation experience in Canada and other countries has demonstrated that the establishment of an herbaceous cover will provide site "stability" and provide environmental conditions which will result in colonization of the vegetated areas by other herbs and shrubs and tree species from adjacent communities is more rapid than if the disturbed areas remain unvegetated. A critical factor governing subsequent colonization or community development is nitrogen availability in the rooting media at any site. Though there is considerable academic disagreement about actual nitrogen levels required, the need for nitrogen is not disputed. Again, general reclamation experience has demonstrated (except in alpine or arctic soils) that the most

beneficial technique for providing nitrogen in disturbed soils and waste materials is through the establishment of leguminous plant species which convert atmospheric nitrogen to forms of nitrogen which can be utilized by the roots of other species (non-legumes) growing in the same media.

By creating environmental conditions that will permit the colonization of seeded areas by shrubs and tree species, it is projected that both mine sites will be restored to a condition similar to the original wilderness status existing prior to mining operations. Site conditions will not permit the establishment of an herbaceous cover over the total area of each mine site, and, from one viewpoint, it would be thought desirable not to. The establishment of a mosaic of plant cover and of non-vegetated areas would be considered advantageous in terms of providing a variety of wildlife habitat conditions (ungulate, small mammal and avian).

In addition to revegetation studies all waste rock areas at the two mine sites were classified as to their offshore visibility, and hence, their visual impact on the offshore environment (a potential recreation area). The classification consisted of three classes: (1) highly visible, (2) moderately visible and (3) not visible. In general terms, Class 1 areas would be given a high priority for reclamation in minesite abandonment programs, Class 2 areas would be given a lesser priority while Class 3 areas would only receive minimal, or perhaps no reclamation treatments.

Reclamation of the Class 1 areas would be undertaken with a major degree of technical input (e.g. backgrading of slope summit to reduce offshore visual impact, use of topsoil or overburden to permit rapid vegetation establishment by herbaceous seeds mixtures and possible planting of specified shrubs and trees). By contrast Class 2 waste rock dumps may or may not be backgraded to reduce visual impact and could be direct seeded with an herbaceous seeds mixture only; the use of topsoil or overburden materials or planting of shrubs and trees may be precluded altogether. Those waste rock areas not visible from offshore (Class 3) could, theoretically, receive no reclamation treatment at all being left simply as deposited.

The above description of various degrees of reclamation inputs based on the offshore visibility factor, must not, in any way, be considered as final reclamation planning. The descriptions are only general guidelines to be reviewed and refined as additional technical information is made available from current vegetation research studies, the ongoing program into the acid mine drainage potential of tailings and waste rock and methods of controlling surface and below surface runoff and percolation. For example, if a waste rock area of Class 3 visibility status should be identified as a potential source of AMD or considered highly water or wind erodible, then its reclamation status will automatically be changed from one of low priority inputs to one requiring high priority inputs in order to prevent future degradation of the mine sites and adjacent environment.

One major investigation still has to be undertaken. Namely, a survey of the various waste rock disposal areas at the two mine sites in which the factors affecting reclamation/revegetation as listed in Table 9, are assessed and related to the OVF classification and AMD potential. From that survey, a detailed and comprehensive rating of the reclamation potential and technical requirements would be devised for the waste rock disposal areas.

REFERENCES

- BRADSHAW, A.D. and CHADWICK, M.J. 1980. The restoration of land. Studies in Ecology, Volume 6, Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.K.
- BROWN, L.F. 1983. Reclamation and topsoil use. American Mining congress Journal June:48-54.
- BURNS, S.F. 1980. Alpine soil factors in disturbance and revegetation. Proceedings High Altitude Revegetation Workshop, No. 4, Pages 210-227, Information Series No. 42, Colorado State University, Fort Collins, Co.
- HUMPHRIES, R.N. 1979. Landscaping hard rock quarry faces. Techniques No. 34. Landscape Design, August, 34-37.
- LEACH, W. 1930. A preliminary account of the vegetation of some non-calcareous British screes. Journal of Ecology, 18:321-334.

MURRAY, D.R. 1977. Reclamation by vegetation. Pit Slope Manual, Supplement 10-1 Volume 1 - Mine Waste Description and Case Histories. Canada Centre for Mineral and Energy Technology, Ottawa,

NORSK HYDRO, 1972 (Hillestad, K.D. 1973). Sprengstein Tipp og Landskap. Kraft Og Miljo 2. Oslo: Norges vassdrags-og elektrisitetsvesen.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - Soil Conservation Service, 1973. Kentucky guide for classification, use and vegetative treatment of surface mine spoil. Lexington, Kentucky, pp. 31.

TABLE 1

Plant growth (grams shoot dry weight four replicate average) of a legume-grass mixture on Greywacke and Andesite materials containing specified amount of fines material

		GREYWACKE ROCK FILL			ANDESITE ROCK FILL		
Sample No.	Fertilizer Level	7.5% fines	15% fines	Sample No.	Fertilizer Level	7.5% fines	15% fines
1	F1	1.48	2.88	13	F1	0.75	2.40
2	F1	2.62	2.40	14	F1	2.90	3.16
3	F1	1.30	4.39	15	F1	2.40	2.16
4	F1	2.33	4.00	16	F1	1.21	3.03
Mean		1.93	3.42	Mean		1.81	2.69
1	F2	2.61	2.58	13	F2	2.45	3.61
2	F2	2.12	3.01	14	F2	2.75	4.04
3	F2	2.57	2.15	15	F2	3.23	3.81
4	F2	2.82	4.53	16	F2	2.03	6.57
Mean		2.53	3.07	Mean		2.61	4.51

TABLE 2

Plant growth (grams shoot dry weight average three replicates)
on Greywacke and Andesite separated fines material after 73 days

<u>Fertilizer Treatment</u>	<u>Greywacke fines</u>		<u>Andesite fines</u>	
	<u>Grass-Legume Mixture</u>	<u>Grass Mixture</u>	<u>Grass-Legume Mixture</u>	<u>Grass Mixture</u>
No fertilizer treatment	0.56	0.24	0.42	0.15
750 lb/ac 5-20-20 + 500 lb/ac 0-46-0	1.18	0.56	1.10	0.26
1500 lb/ac 5-20-20 + 1000 lb/ac 0-46-0	1.23	0.77	1.08	0.59

TABLE 3

Growth of legume-grass mixture on two waste rock materials after
60 days as affected by agricultural limestone and fertilizer
treatment, at a copper-lead-zinc mine, New Brunswick

<u>Waste type</u>	<u>Sample No.</u>	<u>Original pH</u>	<u>Limestone 0 t/acre</u>		<u>Limestone 5 t/acre</u>	
			<u>Fertilizer Level 1</u>	<u>Fertilizer Level 2</u>	<u>Fertilizer Level 1</u>	<u>Fertilizer Level 2</u>
Sericite schist	2	3.0	0.44	0.21	0.90	1.04
	3	2.6	0.09	0.25	1.00	0.96
	4	2.8	0.40	0.38	0.81	1.02
	5	2.8	0.25	0.21	1.01	1.05
	6	3.2	0.33	0.48	0.79	0.92
	7	2.4	0.00	0.00	0.47	0.87
	9	2.9	0.59	0.49	0.95	1.15
	10	2.6	0.32	0.29	1.10	1.22
	12	3.0	0.47	0.46	0.86	1.21
	13	2.8	0.00	0.02	0.71	1.00
	14	2.4	0.00	0.00	0.80	0.79
	15	2.4	0.00	0.04	0.76	1.04
Diabase rock	1	5.3	0.77	0.77	0.65	0.98
	8	4.2	0.66	1.02	0.83	1.11
	11	4.9	0.62	0.88	0.82	0.46

TABLE 4

Agricultural soil test analysis of five dredged waste rock samples,
St. Mary's Island, Sault Ste. Marie, Ontario.

<u>Sample No.</u>	<u>pH</u>	<u>Total Salts micromhos/cm</u>	<u>Phosphorous ppm</u>	<u>Potassium ppm</u>	<u>Magnesium ppm</u>	<u>Calcium ppm</u>
1	8.8	120	7	100	112	2000
2.	8.8	100	6	112	91	2000
3.	8.8	210	15	96	72	2000
4.	8.5	70	3	104	105	2000
5.	8.7	90	5	92	112	2000

TABLE 5

Plant growth on four dredged rock samples from Sault Ste. Marie
(Grams dry weight per pot after 52 days)

<u>Seeds mixture</u>	<u>Fertilizer Treatment</u>			
	<u>F1</u>	<u>F2</u>	<u>F3</u>	<u>F4</u>
1	0.45	0.43	0.55	0.43
2	0.27	0.32	0.32	0.36
3	0.48	0.42	0.55	0.46
4	0.24	0.24	0.26	0.24

SM1 = Birdsfoot trefoil var. Leo + Tall fescue var. K31

SM2 = Birdsfoot trefoil var. Leo + Creeping red fescue var. Reptans

SM3 = Crownvetch var. Chemung + Tall fescue var. K31

SM4 = Crownvetch var. Chemung + Creeping red fescue var. Reptans

TABLE 6

Standard agricultural soil test on neutralization sludge and
leached waste rock, at uranium mine site, Ontario

<u>Sample No.</u>	<u>Waste type</u>	<u>pH</u>	<u>Total salts micromhos/cm</u>	<u>Phosphorous ppm</u>	<u>Potassium ppm</u>	<u>Calcium ppm</u>	<u>Magnesium ppm</u>
1	Neutralization sludge	8.1	2100	5	8	13,600	200 +
2	Neutralization sludge	8.1	2000	5	8	13,600	200 +
3	Leached waste rock	3.3	1100	5	12	425	87
4	Leached waste rock	3.1	850	5	8	475	31
5	Leached waste rock	2.7	700	3	8	75	38
6	Leached waste rock	2.6	750	6	12	125	33
7	Leached waste rock	2.7	1900	5	12	1,300	52
8	Non-leached waste rock	7.0	230	1	36	425	29

TABLE 7

Growth of four legume-grass mixtures and one grass (grams dry weight per pot after 101 days) on neutralization sludge alone and a mixture of neutralization sludge and leach pile waste rock from uranium mine site, Ontario

	<u>Fertilizer treatment</u>	<u>Species mixture</u>	<u>Neutralization</u>	<u>Neutralization Sludge, Leach pile waste rock mixture</u>
			<u>Sludge</u>	
I.	750 lbs/ac 5-20-20 +	Birdsfoot trefoil and creeping red fescue	0.54	0.52
		Birdsfoot trefoil and tall fescue	0.51	0.52
	1000 lbs/ac 0-46-0	Crown vetch and creeping red fescue	0.20	0.17
		Crown vetch and tall fescue	0.19	0.27
		Reed canary grass	0.10	0.11
II.	1500 lbs/ac 5-20-20 +	Birdsfoot trefoil and creeping red fescue	0.56	0.55
		Birdsfoot trefoil and tall fescue	0.52	0.54
	1000 lbs/ac 0-46-0	Crown vetch and creeping red fescue	0.18	0.16
		Crown vetch and tall fescue	0.22	0.25
		Reed canary grass	0.16	0.17

TABLE 8

Plant growth (grams dry weight/pot) after 41 days on whole and fractions of
waste rock samples at copper mine site, British Columbia

	<u>Sample No. 4</u>		<u>Sample No. 8</u>	
	<u>#1</u>	<u>#2</u>	<u>#1</u>	<u>#2</u>
	Seeds mixture		Seeds mixture	
1. SEPARATED FINES MATERIAL	1.53	0.79	1.07	0.75
2. SEPARATED 0.5 - 2.0 INCH MATERIAL	0.41	0.25	0.46	0.24
3. COMBINED 1 AND 2 MATERIALS WITH 2 INCH MATERIAL	2.05	1.61	2.46	2.00

Seeds mixture #1 = Tall fescue var. K31 + birdsfoot trefoil var. Leo
Seeds mixture #2 = All grass mixture - six species

One fertilizer treatment only = 750 lb/ac 5-20-20 applied broadcast.

TABLE 6

POTENTIAL FACTORS TO BE CONSIDERED IN RECLAMATION OF WASTE ROCK AREAS

<u>ASPECT:</u> North X° South X° East X° West X°	<u>PRECIPITATION:</u> Total As snow As rain Monthly distribution	<u>SLOPE EXPOSURE:</u> Fall - Winter - Spring - Summer Extremely windblown Windblown Minimal snowcover (depth and duration - days per year) Early melting snowbanks (depth and duration - days per year) Late melting snowbanks (" " " " Perennial snowcover	<u>SOLAR RADIATION:</u> Soil/Rock thermal characteristics Soil temperature Frost free days Heat units received Length of growing season (days above 28°C)	<u>SOIL/BEDROCK CHARACTERISTICS:</u> <u>Physical</u> Particle size/wind erosion potential " /water " " " /seedbed potential Water infiltration characteristics Water holding/drainage/drought Frost heave characteristics-potential Rooting depth	<u>POTENTIAL LAND USE VALUE WITH MODIFICATION/INPUTS:</u> Wildlife - large mammals - small mammals Recreation - type Forestry
<u>PREVAILING WINDS:</u> Spring Summer Fall Winter	<u>LEE SLOPE OR WINDWARD SLOPE:</u>	<u>ELEVATION:</u> Upper limit Lower limit	<u>SLOPE ANGLE: (°)</u>	<u>SLOPE UNIFORMITY: (Microtopography):</u> Gully Ravines Plateaus Valley side Steep wall-benched etc.	<u>POSSIBLE INPUTS TO REDUCE LIMITING FACTORS:</u> e.g. site regrading to reduce snow cover duration Topsoil use Species selection for cover, forage value, shelter etc.
			<u>CHEMICALS:</u> pH Total Salts Macronutrients Organic matter content	<u>MAJOR LIMITATION(S) TO LAND USE UPGRADE:</u> e.g. slope or snowcover or size etc.	<u>POTENTIAL LAND USE VALUE WITH MODIFICATION/INPUTS:</u> Wildlife - large mammals - small mammals Recreation - type Forestry
			<u>SOIL MICROBIOLOGY:</u> Fresh soils material Stored soils material	<u>PRESENT ESTIMATED LAND USE VALUES:</u> Wildlife forestry Recreation	<u>POTENTIAL LAND USE VALUE WITH MODIFICATION/INPUTS:</u> Wildlife - large mammals - small mammals Recreation - type Forestry
			<u>SIZE OF SITE/AREA:</u> 0.5/1/10/50 ha etc.		

Revégétation des talus escarpés et des terrains difficilement accessibles.

Reclamation of steep slopes and difficult accessible lands.

J. St-Laurent, Hydrosemenca de l'Estrie Ltee
4090 Route 147
Ascot, Lennoxville, Québec
J1M 2A3

Description de l'exposé,

Cette conférence porte sur certaines techniques de stabilisation de talus, escarpé, argileux ou silteux en utilisant des végétaux et en ne faisant aucun apport de terre végétale.

L'autre volet de ma conférence comporte sur les différentes étapes qui m'ont permis de mettre au point une technique d'ensemencement hydraulique par avion, et certains essais qui ont été réalisés sur les résidus miniers de la mine de Sidbec Normines à Gagnon ville.

This conference explain some technics of stabilization of steep slope of clay or slit, using grass and legume as stabilization mean, without top soil.

Another goal of my conference is to explain differents steep to get my technic of hydrolic seeding and mulching by plane, and some trials on the tailings at Sidbec Normines mine in Gagnon ville.

ABSTRACT:

SOIL BIOENGINEERING

BIOTECHNICAL LAND STABILIZATION

SOIL BIOENGINEERING - is an applied science that uses live plant materials as its main structural component. The term was first formulated in Europe at the end of the 1930's and since then has come to be used to cover aspects of work which emphasize techniques based on the science of biology, particularly using the knowledge gained through biological and ecological studies of the landscapes in the construction and maintenance of earthworks, water courses and traffic routes as well as in the securing of unstable slopes, banks and shorelines. Characteristic of these measures is that plant or plant parts are utilized as living construction materials which, in the course of growing together with earth, rock and groundwater, afford the greatest contribution to the permanent protection and preservation of the whole.

This live work is often applicable to many shallow mass waste or moisture problems often associated with unstable lands. It is used where engineering systems would not function well, may be economically unfeasible or may be unsuitable.

Soil Bioengineering investigates the live qualities in land to solve and control land and water instability problems, where erosion and sedimentation are occurring.

The technique is simply a live system which promotes disturbed lands to recover more quickly and become as SELF-SUPPORTING as possible.

It is a practical, cost effective, rapid recovery system that offers low long term maintenance and beautiful products. It is a sound, unique and responsible approach to land stabilization.

UTILISATION COMBINEE DE LA BIOLOGIE ET DU GENIE
"GENIE-BIOLOGIQUE" POUR ASSURER LA STABILISATION DES SOLS

Robin B. Sotir,
Soil Bioengineering Corporation,
627 Cherokee Street N.E., Suite 20,
Marietta, Georgia 30060

Cette technique utilise des plantes vivantes comme élément principal pour assurer la stabilisation des sols. L'expression "Soil Bioengineering" n'est pas nouvelle puisque son emploi remonte à la fin des années trente en Europe. Depuis elle est utilisée pour décrire les portions des travaux qui font usage des connaissances biologiques et écologiques acquises à partir d'études des diverses formes de terrain, de l'aménagement et de l'entretien de structures en terre, cours d'eau et abords routiers, et de stabilisation des pentes et des berges. L'aspect intéressant de cette approche est le rôle primordial joué par la plante dans l'aménagement, puisqu'elle forme un tout avec son milieu de croissance et en assure sa protection.

Cette technique s'avère efficace sous plusieurs conditions, particulièrement lorsque les techniques conventionnelles sont inappropriées ou qu'elles ne sont pas applicables pour des raisons d'ordre économique ou technique.

L'approche suggérée vise à utiliser les caractéristiques dynamiques du sol pour contrôler des problèmes d'érosion et de sédimentation.

Cette technique permet un démarrage plus rapide de la végétation sur des sites dérangés, lesquels ne requerront que peu de supervision et d'entretien par la suite.

On peut donc affirmer qu'une telle technique s'avère utile et compétitive sur une base économique et qu'elle assure une reprise rapide de la végétation ne nécessitant que de faibles coûts d'entretien par la suite. Les résultats obtenus sont excellents. C'est une approche unique et fiable pour assurer la stabilisation des diverses formes de terrain.

SOIL BIOENGINEERING/BIOTECHNICAL LAND STABILIZATION FOR RECLAMATION AND CONSERVATION

Soil Bioengineering/Biotechnical Land Stabilization is a separate and distinctly different professional approach to solving and controlling land and water instability problems, where erosion and sedimentation are occurring. It takes the approach of following natural principles. This live system is useable to solving many shallow mass waste or moisture problems often associated with unstable lands. It is used where classical engineering systems would not function well, may be economically unfeasible or may be unsuitable.

SOIL BIOENGINEERING - is an applied science that uses live plant materials as its main structural component. The term was first formulated at the end of the 1930's and since then has come to be used to cover aspects of work which emphasize techniques based on the science of biology, particularly using the knowledge gained through biological and ecological studies of the landscapes in the construction and maintenance of earthworks, water courses and traffic routes as well as in the securing of unstable slopes, banks and shorelines. Characteristic of these measures is that plant or plant parts are utilized as living construction materials which, in the course of growing together with earth, rock and groundwater, afford the greatest contribution to the permanent protection and preservation of the whole. We are referring to pioneer plant species, native to the area, that would normally first invade a disturbed land site, and begin to stabilize the land and build the soils. Both woody and herbaceous plants are used.

The technique is a live system which promotes disturbed lands to recover more quickly and become as SELF-SUPPORTING as possible.

SOIL BIOENGINEERING technology is useful in a full range of applications in the protection and revegetation of cut and fill slopes, gully washouts, slumps, streambanks, floodplains, ditches, sedimentation and erosion

control and river bank stabilization; for the repair, reconstruction and maintenance of forestry, mining, transportation corridor, recreation, agricultural, commercial, coastal lands, wetland habitats and dredge disposal sites.

It is very important to soil bioengineering assessments that the technical and ecological requirements of the site are satisfied. The work requires specific intensive experience in plant species selection, method of installation and systems combinations. As the correctly selected and placed living plants begin to root and grow, the degree of protection is increased, to form a more permanent, flexible and living vegetative cover and root reinforcing matrix. As an example, reed or willow plants protect river banks in various ways. With their roots, rhizomes, and shoots they bind the soil under the water and above the water. The roots mechanically reinforce a soil. In this zone along the river bank, they slow the current and the waves by friction; thereby reducing the impact on the soil bank. Above this zone would be the soft wood, riparian shrub and tree communities. These prevent the soils from being carried away. Most important, it protects the stream-bank against denudation by fast running waters and develops spawning areas for fish.

This system is most compatible with classical engineering. It goes a step further and investigates the live options in solving the problems of the land site, which may not be solved through the use of classical engineering methods alone.

SOIL BIOENGINEERING has been used in European, American and Asian countries for hundreds of years. Today it is used in over 30 countries in the world. Some of the first written works of this type of construction date back to the 17th Century. It had its first beginnings in the mountain areas of Europe, where avalanche and mud slides were ever present. This live system was used on the North American continent in the 1930's; but due to cheap energy and material costs, available to many disciplines, the system was abandoned. The Europeans, however, recognized the live qualities of land and water and continued to use and develop this technology. They

recognized that many problems could not be solved with classical engineering methods alone. This live system investigates both the technical and the biological problems in the land, and solves them in a more complete and permanent manner. Unlike inanimate parts, they are completely live dynamic systems, capable of self repair. Even under very stressful conditions, land can be kept self-supporting. This has .pa been substantiated by research that has been done, and is ongoing in Europe and on this continent. Correctly chosen biotechnically capable plants can stabilize certain land instability problems through soil particle consolidation and water removal through transpiration. This research has proven that the development of strong, intensive and extensive root systems bind soils into unitary masses. The flexible root fibers are imbedded around the soil particles. Live roots will promote a friction transfer along their length which will serve to add strength to the soil system. Roots, by their very live nature, respond to the stress conditions at the site. As an example, vegetated slopes can modify the moisture condition of the soil through transpiration.

This effective live system is labor-skill intensive rather than capital-energy intensive. With higher energy and material costs and a new environmental land ethic, SOIL BIOENGINEERING/BIOTECHNICAL LAND STABILIZATION is becoming an attractive technology. It is a practical, cost effective, rapid recovery system that offers low long-term maintenance and beautiful products. it is a sound, unique and responsible approach to land stabilization.

The accompanying slide presentation (approximately 100 slides), was an introduction to the live technology as well as several case histories of projects which ranged from five thousand dollars to one million dollars.

ACKNOWLEDGEMENTS

Dr. Hugo M. Schiechl; Innsbruck, Austria

Georgia Power Company Atlanta, Georgia U.S.A.

BIBLIOGRAPHY

D. H. Gray/A. T. Leiser, 1982, Biotechnical Slope Protection and Erosion Control

K. Kramer, 1982, Ingenieurbiologie. Verlag Stuttgart

H. M. Schiechl, 1980, Bioengineering for Land Reclamation and Conservation. Alberta, Canada

CASE HISTORY:

Project: RACCOON CREEK Dallas, Georgia U.S.A. Client: GEORGIA POWER COMPANY



Photo 1

UPSTREAM VIEWS:

Left & Right banks

Spring 1982, after a major flood, before construction.



Photo 2

During construction Spring 1982. Live Systems: Live boom, Live cribwall and brushmattress.



Photo 3

Two years after construction. The site has survived 5 to 7 major floods. It is stable & is developing a natural stream bank appearance.

CASE HISTORY:

Project: RACCOON CREEK Dallas, Georgia U.S.A. Client: GEORGIA POWER COMPANY



Photo 4

UPSTREAM VIEWS:

Left bank

Live boom has been constructed. the bank is being machined in preparation for brush-mattress installation.



Photo 5

Live boom & brushmattressed bank at the end of the first growing season. It has survived two major & three minor floods since installation.



Photo 6

The bank is stable & is naturalizing very effectively and quickly. The project in it's second year of growth.

See photo 3.

Robbin B. Sotir is president of Soil Bioengineering Corporation (International) and Biotechnical Land Stabilization, Limited, Inc., consulting firms located in Marietta, Georgia, U.S.A.

She graduated in Landscape Architecture from the University of Guelph in 1974. Since that time, she has successfully completed over 160 projects in North America, Central America, Europe and Southeast Asia.

Miss Sotir has studied and has extensive experience in European Soil Bioengineering/Biotechnical Land Stabilization methods, which are specialized live erosion and sedimentation control techniques. She has worked with world renowned soil bioengineers.

Her work has been receiving more attention from the U.S. Army Corps of Engineers, the Navy, various transportation departments, park and recreation systems, environmental protection and urban drainage agencies, mining and utility companies.

She is dedicated to developing Soil Bioengineering as a distinctly separate profession from both classical engineering and landscape architecture.

Évaluation des risques environnementaux sur les producteurs primaires (bio-essais: S. capricornutum) suite à des déversements d'effluents miniers

Langis, R.¹, Blaise, C.², Couture, P.¹

¹ INRS-Eau, Université du Québec

² SPE, Environnement Canada

Résumé

Des analyses physico-chimiques ainsi que des bio-essais avec algues (S. capricornutum) ont été réalisés afin d'évaluer les risques environnementaux d'effluents traités provenant d'une mine de fer du nord-est du Québec, Canada.

Les valeurs de conductivité, de turbidité, de solides en suspension, de nitrite-nitrate et de phosphore, ainsi que le potentiel de fertilité, étaient généralement plus élevées immédiatement en aval du rejet qu'ailleurs. Toutefois, ces seuls paramètres ne permettent pas de déceler des répercussions perceptibles sur les deux principaux cours d'eau récepteurs (les rivières aux Pécans et Moisie), à l'exception des valeurs en nitrite-nitrate de la rivière aux Pécans.

Les bio-essais réalisés avec S. capricornutum n'ont montré aucun effet toxique lié aux métaux lourds. Ces tests lorsque réalisés sur des échantillons recueillis en période d'étiage et enrichis en phosphore; en azote et avec le seul milieu AAP modifié, ont clairement démontré la contribution des rejets miniers à l'enrichissement du milieu récepteur. Cet enrichissement était causé par un élément essentiel autre que le phosphore ou l'azote. Pour ce qui est des échantillons recueillis en période de crue, il est probable que les teneurs élevées en matière organique aient entraîné des interférences sur la biodisponibilité des métaux traces.

Les résultats obtenus à l'aide de bio-essais avec algues doivent être interprétés avec prudence afin de bien distinguer entre des effets liés à une carence en élément essentiel et des effets associés à la présence de substances toxiques.

Hazard assessment of an iron ore mining operation on primary production by algal bioassays (*S. capricornutum*)

Langis, R.¹, Blaise, C.², Couture, P.¹

1 INRS-Eau, Université du Québec

2 SPE, Environnement Canada

* Abstract

Physical and chemical studies and algal bioassays were conducted to assess the repercussions on waterways receiving the treated effluent wastes of an iron ore mining operation located in north-eastern Quebec/Canada.

In the area directly below waste input, conductivity, turbidity, suspended solids, nitrite + nitrate nitrogen and phosphorus levels, as well as algal growth potential generally displayed higher values than elsewhere. With these parameters only, however, no perceptible mining impact on two major receiving waterways (aux Pékans and Moisie rivers) could be shown, except for nitrite + nitrate nitrogen values in the aux Pékans River.

The presence of heavy metals did not result in any toxic effects as indicated by bioassays conducted with *S. capricornutum*. These tests when carried out on samples collected during low water levels, and spiked with nitrogen + phosphorus, as well as with modified AAP medium, clearly indicated the contribution of the mining wastes to the enrichment of the receiving waters. This effect was linked to essential element other than nitrogen or phosphorus. For samples collected during high water levels, it is suspected that the increased presence of organic matter interferes by complexation of trace metals.

Cautious interpretation of results is therefore recommended when using algal bioassays in order to distinguish between effects of growth-limiting essential element and the presence of toxic substances.

Introduction

Parmi les activités anthropiques qui engendrent des répercussions sur le système aquatique, celles liées aux industries minières interfèrent sur l'équilibre biologique surtout par l'apport d'ions majeurs, d'éléments nutritifs, de métaux lourds ou encore de matière en suspension (Rudd 1978; Young et Clark 1978). L'implantation d'une mine de fer au nord-est du

Québec a amené le rejet d'eaux usées dans une région jusque là peu touchée par l'homme. Les effluents sont déversés dans un lac qui se jette dans une rivière tributaire d'un cours d'eau considéré comme l'un des meilleurs producteurs de saumon en Amérique du Nord (Schiefer 1970, 1972).

Des travaux effectués par le Centre de recherches sur l'eau de l'Université Laval permettent de suivre les perturbations du milieu suite aux activités de la mine et cela particulièrement au niveau de la composition physique et chimique de l'eau; de plus, dans ces études, des informations fragmentaires apparaissent aussi pour la faune benthique, les sédiments et les poissons (Perron et al. 1982).

Étant donné que les installations initiales de la compagnie étaient insuffisantes pour contenir les résidus miniers, des eaux rouges principalement composées de fer et d'autres solides (Campbell 1978) furent déversées dans la rivière à plusieurs reprises entre 1976 et 1977. Par la suite, la situation fut corrigée par un système de traitement (floculation à base de polymères anioniques et cationiques): ainsi, 88% du fer et 65% des solides étaient éliminés (Environnement Canada 1978).

Bien que Perron et al. (1982) rapportent plusieurs travaux principalement axés sur l'effet des effluents sur le saumon, aucune étude ne traite des répercussions des rejets de cette mine sur les producteurs primaires. Étant conscient qu'une perturbation à ce niveau trophique risque d'entraîner des effets sur l'ensemble de la chaîne alimentaire, y compris le saumon, on entreprit, en 1980, d'évaluer l'impact des activités minières sur le phytoplancton.

L'objectif de la présente étude est d'expliquer, à partir de bio-essais effectués en laboratoire à l'aide de l'algue verte Selenastrum capricornutum, les variations des caractéristiques nutritionnelles ou toxiques des rivières qui reçoivent les eaux du lac dans lequel sont déversés des résidus miniers sous forme d'effluents liquides. Une attention particu-

lière est apportée à l'évolution des niveaux d'enrichissement en substances nutritives et aux effets des rejets sur les facteurs chimiques (auxiniques ou toxiques) qui contrôlent la production de l'algue test.

Notre approche est basée sur les considérations suivantes. D'abord, les bio-essais avec algues sont reconnus (Forsberg et al. 1978) comme étant des outils valables pour décrire la qualité d'une eau en précisant ses effets en tant qu'agent stimulateur ou inhibiteur sur la croissance d'une espèce particulière; d'ailleurs, ces bio-analyses ont l'avantage de tenir compte de la biodisponibilité des substances, ce qui ne peut être envisagé par l'analyse de variables physiques et chimiques uniquement (Forsberg et al. 1978). Ensuite, il apparaît que les tests avec S. capricornutum seraient les seuls bio-essais avec algues dont la méthode a été suffisamment évaluée et raffinée pour être considérée comme fiable et précise (Chiaudani et Vighi 1978).

Ce travail s'inscrit à l'intérieur des préoccupations d'un ouvrage plus global (Perron et al. 1982) où les effets des rejets miniers sur les sédiments, le benthos et la faune ichthyologique sont également discutés.

Matériel et méthode

Description du territoire

La région étudiée est située au nord-est du Québec (Canada), à 30 km de la frontière du Labrador. Les eaux usées du concentrateur sont rejetées dans le lac Hessé qui se déverse dans le lac Webb dont les eaux se jettent dans la rivière aux Pékans par le biais du ruisseau Webb (Fig. 1).

La rivière aux Pékans coule dans une région de type subarctique où domine la pessière à cladonie. C'est une rivière où la vitesse d'écoulement est généralement faible. Tributaire de la rivière Moisie, elle s'y jette dans une série de rapides s'étendant sur plus d'un kilomètre.

La rivière Moisie s'écoule dans une vallée encaissée d'origine glaciaire sur la majeure partie de son parcours. Elle traverse une zone de pessière, puis la forêt mixte boréale. Il s'agit d'une rivière au courant rapide qui coule sur du gravier. Elle se jette dans le fleuve Saint-Laurent à 280 km de son confluent avec la rivière aux Pékans.

Échantillonnage

Dix stations (Fig. 1) furent visitées en 1980 durant des périodes d'étiage (août) et de crue (octobre). Les deux premières étaient disposées entre la mine et la rivière aux Pékans (E1 et E2); signalons que les résidus sont déversés immédiatement en amont de la station E1. Quatre autres stations étaient localisées dans la rivière aux Pékans (E3 à E6) dont un témoin, E3, placé en amont du ruisseau Webb. Enfin, les quatre dernières (E7 à E10) se situaient dans la rivière Moisie dont l'une, E7, en amont du confluent de la rivière aux Pékans, servait aussi de témoin.

Les prélèvements furent effectués en surface avec un échantillonneur Van Dorn. Sur une fraction de l'échantillon, on mesurait immédiatement le pH, la turbidité et la conductivité. L'autre fraction était conservée (4°C, obscurité) dans une bouteille en polypropylène remplie à capacité. Par la suite, les dix bouteilles étaient acheminées en avion, dans les plus brefs délais, vers les laboratoires d'analyses.

Techniques analytiques

Les méthodologies employées pour le dosage des variables comme le pH, la turbidité, la conductivité, les solides en suspension, le carbone organique total ainsi que les différentes formes d'azote inorganique (nitrate + nitrite; ammoniacal) et de phosphore (inorganique; total) sont celles décrites par APHA et al. (1980). L'azote et le phosphore inorganiques sont dosés après stérilisation et filtration des échantillons destinés aux bio-essais.

Enfin, les métaux lourds (Ni, Cu, Cd, Hg, Pb) sont déterminés en absorption atomique (Perkin Elmer, modèle 503) sur les échantillons avant stérilisation et filtration.

Les bio-essais sont réalisés en triplicata selon une technique semblable à celle de Miller et al. (1978). Après stérilisation ($1,1 \text{ kg.cm}^{-2}$; 121°C ; 30 minutes) et filtration (Gelman GN-6; $0,45 \text{ }\mu\text{m}$), l'échantillon estensemencé avec une culture d'algues (Selenastrum capricornutum) de façon à obtenir une concentration de $1\,000 \text{ cellules.ml}^{-1}$. La souche utilisée provient du Pacific Northwest Water Laboratory, Corvallis, Oregon. Seules les cultures en phase de croissance exponentielle servent d'inocula. Les conditions d'incubation sont les suivantes: 24 heures de photopériode, $95 \text{ }\mu\text{E.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (lampe fluorescente: "cool white"), $24 \pm 2^\circ\text{C}$. Deux fois par jour, les échantillons inoculés sont agités manuellement. Après huit (8) jours de croissance, lorsque les cellules sont en phase stationnaire, leur concentration est mesurée à l'aide d'un compteur de particules (Coulter Counter Model TA-11; cellule de $70 \text{ }\mu\text{m}$)¹. La valeur ainsi obtenue (nombre de particules.ml⁻¹), est transformée en biomasse (poids sec: mg.l^{-1}) à l'aide d'un facteur de conversion tel que déterminé par Campbell et al. (1976) et Joubert (1980).

Afin de vérifier si la croissance d'algues n'est pas affectée par la présence de substances capables de réduire la production de biomasse, une méthode pour caractériser la toxicité d'eaux usées est appliquée (Couture et al. 1981). Elle consiste à déterminer les rapports Bc/B où:

Bc = biomasse d'algues calculée (mg.l^{-1}) à partir des teneurs en azote inorganique ou en phosphore inorganique selon que l'azote ou le phosphore soit l'élément chimique de contrôle de la production de S. capricornutum (Miller et al. 1978; Joubert 1980);

B = biomasse d'algues mesurée (mg.l^{-1}) après huit (8) jours de croissance.

Un phénomène d'intoxication est mis en évidence lorsque $\text{Bc/B} > 1,4$. Cette norme tient compte de la précision de $\pm 20\%$ inhérente à la détermination de la biomasse calculée (Shiroyama et al. 1975); de plus, elle est plus sévère que celle ($\text{Bc/B} > 1,2$) suggérée par Miller et al. (1978).

¹ Le potentiel de fertilité de l'échantillon d'eau est établi d'après la moyenne arithmétique des mesures sur les trois replicas. Seules les valeurs moyennes ayant un coefficient de variation $< 20\%$ sont retenues.

Enfin, pour identifier lequel de l'azote ou du phosphore constitue l'élément chimique contrôlant la croissance de S. capricornutum, on détermine les biomasses d'algues obtenues dans des échantillons enrichis avec de l'azote ($1,00 \text{ mg N.l}^{-1}$; NaNO_3) ou avec du phosphore ($0,05 \text{ mg P.l}^{-1}$; K_2HPO_4). Lors de ces tests, les conditions et le temps d'incubation sont les mêmes que ceux décrits précédemment. La composition de l'ajout (N ou P) qui provoque la meilleure stimulation identifie le facteur chimique limitant la production. L'intensité des stimulations est calculée à l'aide des coefficients de stimulation, lesquels sont déterminés de la façon suivante:

$$\bar{N} = \frac{B_n}{B} \quad \text{et} \quad \bar{P} = \frac{B_p}{B}$$

Dans ces équations, $\bar{N}$ et $\bar{P}$ sont les coefficients de stimulation de croissance dans les échantillons enrichis respectivement en azote ou en phosphore; B_n et B_p sont les biomasses d'algues mesurées dans les échantillons enrichis respectivement en azote ou en phosphore; et B la biomasse d'algues mesurée dans l'échantillon non-enrichi.

Le caractère limitatif de l'azote ou du phosphore est mis en évidence à partir de l'analyse des coefficients $\bar{N}$ et $\bar{P}$. Suite aux données de Berland et al. (1974) et Sachdev et Clesceri (1978), on considère, que pour l'un ou l'autre des coefficients, une valeur $> 1,4$ indique une stimulation significative de la croissance de l'algue S. capricornutum. Ainsi, le phosphore sera considéré limitatif par rapport à l'azote dans les conditions suivantes: $\bar{N} < \bar{P} > 1,4$.

Résultats et discussion

Variables physiques et chimiques

Les répercussions des rejets miniers sur la qualité physique et chimique des eaux sont suivies à partir des déterminations du pH, de la conductivité,

de la turbidité et des solides en suspension. Les résultats (Tableau 1) montrent, qu'à l'exception des pH, les valeurs sont plus élevées dans la zone immédiate des rejets (lac Hessé) que partout ailleurs; toutefois, l'influence n'est pas perceptible sur la rivière aux Pékans après l'arrivée du ruisseau Webb, tout comme d'ailleurs au niveau de la rivière Moisie après la zone de confluence de la rivière aux Pékans. Quant au pH, il ne semble pas particulièrement affecté. Son augmentation vers la région aval du bassin, de même que celle de la conductivité, pourraient être liées aux apports des tributaires contribuant à hausser les teneurs en substances dissoutes. Enfin, le pH, la conductivité et la turbidité sont plus faibles en octobre qu'en août, reflétant ainsi une dilution qui serait due à l'augmentation des débits durant l'automne.

Les valeurs détectées pour les rivières aux Pékans et Moisie sont typiques des eaux à faible productivité du Bouclier canadien. En effet, le pH et la conductivité restent à l'intérieur des gammes obtenues par Armstrong et Schindler (1971) dans des eaux du Bouclier (pH: 5,4 - 7,5; conductivité: 10 - 35 μS^{-1}); la turbidité et les solides en suspension sont semblables et même plus faibles que les valeurs détectées par Visser et al. (1981) dans les grandes rivières forestières du nord sur le bassin du lac Saint-Jean (turbidité: ≈ 10 NTU; solides en suspension ≈ 10 mg l^{-1}). Il apparaît donc, à ces niveaux, que l'influence des rejets miniers ne semble pas être perceptible sur les rivières aux Pékans et Moisie.

Fertilité et teneurs en azote et phosphore

À l'exception de la station E5 qui se distingue au mois d'août par ses valeurs élevées du potentiel de fertilité (PF), du phosphore inorganique et du phosphore total, il existe peu d'évidence quant à l'influence des rejets sur les rivières aux Pékans et Moisie (Tableaux 2 et 3). Signalons que la station E5 est la seule parmi les stations échantillonnées sur ces deux rivières à être située dans une zone lentique; d'ailleurs, l'observation de floc rouge (hydroxide ferrique) sur les sédiments traduit bien la présence d'une zone propice à la sédimentation. Cette situation n'a pu être observée en octobre au moment où les débits sont plus forts.

Les valeurs élevées du PF, de l'azote et du phosphore total détectées en octobre pour le lac Hessé sont concomitantes avec une augmentation des activités de la mine à cette époque. De plus, alors qu'on note une augmentation des teneurs en nitrite + nitrate après l'arrivée des eaux du ruisseau Webb dans la rivière aux Pékans, aucun effet d'enrichissement est observé avec la confluence de la rivière aux Pékans dans la rivière Moisie.

Les rapports N/P (Tableau 3) sont représentatifs (> 6) d'un milieu où le phosphore serait l'élément chimique pouvant limiter la production primaire (Chiaudani et Vighi 1982). Une telle caractéristique apparaît souvent dans des systèmes oligotrophes; en effet, Miller et al. (1974), Greene et al. (1975) et Robarts et Southall (1977) ont observé cette situation dans plusieurs lacs et rivières à faible niveau d'enrichissement. Par ailleurs, les teneurs en phosphore total pour les rivières aux Pékans et Moisie restent à l'intérieur de la gamme déterminée ($3 - 20 \mu\text{g P.l}^{-1}$) dans les eaux oligotrophes des lacs du Bouclier canadien (Armstrong et Schindler 1971).

Le caractère limitatif du phosphore par rapport à l'azote a aussi été mis en évidence à l'aide des bio-essais réalisés sur des échantillons enrichis soit en azote, soit en phosphore. Les résultats rassemblés à l'intérieur du tableau 4 indiquent clairement que seuls les ajouts de phosphore provoquent une stimulation significative ($\bar{P} > 1,4$) de la croissance de l'algue S. capricornutum. Signalons, cependant, que l'intensité du caractère limitatif du phosphore par rapport à l'azote diffère selon que l'analyse soit effectuée à partir des résultats obtenus (Tableau 5) avec la méthode chimique (valeurs des rapports N/P) ou avec la méthode biologique (bio-essais: coefficient de stimulation, $\bar{P}$). Ceci apparaît particulièrement évident pour les échantillons d'octobre où l'intensité du caractère limitatif du phosphore évolue différemment selon que soient considérés les rapports N/P ou les coefficients de stimulation, $\bar{P}$. Une telle situation révèle la présence de facteurs qui interviendraient sur la croissance de S. capricornutum en favorisant qu'une utilisation partielle du potentiel nutritif des échantillons d'eau. Cet aspect sera davantage élaboré à la section suivante.

Toxicité et autres facteurs de contrôle

Cet aspect de l'étude est d'abord traité à partir de l'analyse des rapports B_C/B confrontés aux teneurs en métaux traces (Tableau 6). Les valeurs B_C furent calculées à partir des teneurs en phosphore inorganique puisque les rapports N/P ainsi que les coefficients de stimulation $\bar{P}$ ont révélé que le phosphore apparaissait, par rapport à l'azote, comme l'élément chimique pouvant limiter la production primaire; de plus, étant donné que la relation $[P_{inorg}] \rightarrow B_C$ n'a été définie que pour $[P_{inorg}] \geq 0,010 \text{ mg P.l}^{-1}$ (Shiroyama et al. 1975), seuls les échantillons respectant cette caractéristique sont pris en considération.

Les rapports B_C/B montrent généralement que les biomasses calculées sont significativement supérieures ($> 1,4$) aux biomasses mesurées; en effet, une seule station, E5, en août, fait exception à la règle. Pour les autres échantillons, les bio-analyses révèlent donc que le potentiel nutritif en phosphore n'est pas complètement exploité par la croissance de l'algue S. capricornutum. Une telle situation, qui a déjà été observée par divers auteurs (Miller et al. 1978; Joubert 1980; Couture et al. 1981), traduit souvent la présence de substances toxiques qui viennent interférer sur la prise en charge des éléments nutritifs.

En confrontant les teneurs en métaux traces avec les rapports B_C/B , une telle éventualité pourrait effectivement être considérée ici. En effet, après avoir comparé les concentrations en métaux toxiques avec l'ensemble des données publiées par Rai et al. (1981), les considérations suivantes soutiendraient que la toxicité des échantillons soit liée au mercure, en particulier: (a) parmi les métaux dosés lors de notre étude, le mercure est présent à des concentrations supérieures à celles qui entraînent une diminution de la croissance chez différentes espèces d'algues ($0,5 - 7 \mu\text{g.l}^{-1}$); (b) un effet synergétique mercure-nickel pourrait être invoqué; (c) parmi les métaux testés dans les diverses études revues par Rai et al. (1981), le mercure apparaît comme le plus toxique.

Il convient toutefois d'être prudent. En effet, bien que les valeurs élevées des rapports B_c/B soient concomitantes à des teneurs élevées en mercure aux stations E1, E7, en août, et E1, E2, E3, en octobre, il n'en reste pas moins qu'à E2 (août), la teneur en mercure ne peut être seule responsable de la toxicité de l'échantillon. D'ailleurs, les concentrations des divers métaux détectées à cette station sont semblables à celles mesurées en E5 (août), une station où aucun effet toxique n'est mis en évidence ($B_c/B = 1$). De plus, mentionnons que la technique analytique utilisée ici pour le dosage des métaux ne permet pas de différencier entre les fractions particulaire et soluble pas plus qu'entre les formes organique et inorganique. En conséquence, comme il est généralement admis que c'est l'activité de l'ion métallique libre qui détermine la toxicité (Huntsman et Sunda, 1980), il serait douteux de conclure à la présence d'une toxicité d'origine inorganique d'après les teneurs en métaux traces dosés dans nos échantillons.

Les biomasses d'algues obtenues dans les échantillons enrichis en azote + phosphore ou encore avec un milieu de culture AAP modifié (AAP sans EDTA: Chiaudani et Vighi 1978), dont nous avons fixé la teneur en phosphore à $0,050 \text{ mg P.l}^{-1}$, mettent aussi en doute l'influence des métaux lourds sur la croissance de S. capricornutum; en effet, dans ces échantillons, les teneurs de phosphore pris en charge par les algues indiquent que le phosphore ajouté sous forme de K_2HPO_4 est assimilé (Figure 2). Ces concentrations assimilées sont estimées de la façon suivante. D'abord, on assume que les teneurs assimilées $[P_{ass}]$ par la biomasse d'algues dans le milieu enrichi en azote + phosphore (B_{np}) peuvent être déterminées en utilisant la constante de rendement (430) pour le phosphore déterminée par Shiroyama et al. (1975); en conséquence, pour des échantillons où le phosphore est limitatif, la relation suivante est établie (Miller et al. 1978, Couture et al. 1980):

$$(1) \quad [P_{ass}] \text{ mg/L} = \frac{B_{np} \text{ (mg.l}^{-1}\text{)}}{430}$$

Ensuite, comme la biomasse d'algues déterminée dans l'échantillon enrichi est aussi fonction des teneurs en phosphore disponible avant l'ajout et pouvant être déterminées à partir de la biomasse dans l'échantillon non enrichi (B), la quantité de phosphore assimilé à partir de l'ajout de 0,050 mg P.l⁻¹ [ΔP_{ass}] s'exprime selon la relation suivante:

$$(2) \quad [\Delta P_{\text{ass}}] = \frac{B_{\text{np}} - B}{430}$$

L'analyse des valeurs [ΔP_{ass}] montre, pour les échantillons E1, E2, E5, en août, et E1, E3, en octobre, que les teneurs en phosphore ajouté furent assimilées par les algues (Figure 2); en effet, les [ΔP_{ass}] ne diffèrent pas significativement de la concentration ajoutée (0,050 mg P.l⁻¹). Seules les stations E7, en août, et E2, en octobre, se distinguent puisque les quantités assimilées sont inférieures aux teneurs ajoutées. Toutefois, pour ces deux dernières stations, en remplaçant l'ajout d'azote + phosphore par celui du milieu de culture AAP modifié, il semblerait que le phosphore ajouté (0,050 mg P.l⁻¹) soit alors entièrement pris en charge par les algues (Figure 2). Ainsi, à ces deux stations, il apparaît qu'un (ou des) élément(s) essentiel(s) autre que l'azote et le phosphore présents dans le milieu AAP, était(ent) en concentration limitative dans les échantillons enrichis en azote + phosphore; en conséquence, l'assimilation du phosphore ne pouvait être que partielle dans de telles conditions (ex.: E7: 0,022 ± 0,004 mg P.l⁻¹ sur une possibilité de 0,050 mg P.l⁻¹).

Suite à l'ensemble de ces considérations, il semble que le phosphore ajouté sous forme de K₂HPO₄ fut assimilé; l'effet toxique estimé à partir des rapports B_C/B dans les échantillons sans ajout ne se manifeste donc pas dans les échantillons enrichis. De plus, il faut tenir compte que les teneurs en phosphore inorganique dosées chimiquement ne reflètent pas nécessairement les concentrations en phosphore biodisponible pour les algues et qu'en conséquence, les valeurs B_C pourraient avoir été surévaluées. Rigler (1968) a d'ailleurs déjà suggéré que la méthode employant la réaction au bleu de molybdène (procédé Technicon) pouvait surestimer les concentrations en orthophosphate: les réactifs acides capables d'hydrolyser du phosphore

organique en seraient responsables. Plus récemment, White & Payne (1980) ont suggéré l'utilisation des chromatogrammes Sephadex afin de distinguer entre l'orthophosphate et le phosphore réactif à haut poids moléculaire, un phosphore de forme organique qui ne serait qu'en partie disponible aux algues. Ainsi, dans les échantillons non enrichis, l'écart entre B_c et B pourrait davantage être lié à l'effet d'une surestimation des quantités de phosphore biodisponible plutôt qu'à celui de l'activité des métaux lourds. En conséquence, les résultats obtenus lors des bio-essais mettent en doute que les activités minières de cette région contribuent aux rejets de métaux lourds pouvant atteindre dans l'environnement aquatique des concentrations toxiques pour l'algue S. capricornutum.

Cette hypothèse est aussi soutenue par l'analyse des variations des % de phosphore assimilé (% P_{ass}) pour l'ensemble des échantillons enrichis en azote + phosphore. Les % P_{ass} sont calculés à partir des déterminations de $[P_{ass}]$ (équation 1) selon la relation suivante:

$$(3) \% P_{ass} = \frac{[P_{ass}] \text{ mg l}^{-1}}{[P_{inorg}] \text{ mg l}^{-1}} \times 100$$

Les teneurs en phosphore inorganique $[P_{inorg}]$ sont obtenues en additionnant les teneurs en phosphore inorganique dosé dans l'échantillon non enrichi à celles ajoutées lors de l'enrichissement (i.e. 0,050 mg $P.l^{-1}$). Aux stations où les teneurs dosées étaient inférieures à la limite de sensibilité de la technique analytique, seule la concentration ajoutée était considérée.

Pour les échantillons du mois d'août (Tableau 7), les % P_{ass} à E3 et E7 sont nettement plus faibles qu'aux autres stations; les valeurs de 20% et de 40% obtenues respectivement à ces deux stations témoins indiquent bien que la quantité de phosphore biodisponible dans ces deux échantillons n'a pas été prise en charge par les algues. Par contre, ce phénomène est moins perceptible lorsque les rivières aux Pékans et Moisie reçoivent des eaux qui furent mises en contact avec l'effluent minier; en effet, les stations E4, E5, E6 et E8, E9, E10 ont des % P_{ass} qui indiquent que la majeure partie du

phosphore inorganique a été assimilé par les algues. Par ailleurs, l'enrichissement des échantillons E3 et E7 à l'aide d'un milieu de culture AAP modifié provoque une consommation quasi complète (respectivement 97 et 96%) du phosphore inorganique par les algues. Ainsi, un (ou des) élément(s) essentiel(s), autre que l'azote et le phosphore, serait(ent) en concentration limitative et viendrait(ent) contrôler la production des algues dans ces deux derniers échantillons enrichis en azote + phosphore. Cette caractéristique n'apparaissant ni en E2 (ruisseau Webb), ni en E4, E5, E6, E8, E9, E10, qui sont des stations alimentées par les eaux du ruisseau Webb, il semblerait donc que les rejets miniers contribuent à enrichir les eaux des rivières aux Pékans et Moisie en un (ou des) élément(s) essentiel(s) autre que l'azote et le phosphore.

En ce qui concerne les échantillons du mois d'octobre, les stations E3 et E7 ne se distinguent plus des autres par leurs faibles valeurs du % P_{ass} ; ce sont les stations E2, E5 et E6 particulièrement et, à un moindre degré, les stations E8, E9 et E10 qui présentent des % P_{ass} indiquant que le phosphore inorganique ne fut pas complètement pris en charge. Cependant, tout comme en août, les % P_{ass} dans les échantillons enrichis avec le milieu AAP modifié indiquent que le phosphore inorganique présent fut assimilé. En conséquence, il semblerait encore ici qu'un (ou des) élément(s) essentiel(s), autre que l'azote et le phosphore, contrôle(nt) la croissance des cultures et limite(nt) la prise en charge du phosphore. Dans cette optique, Jackson & Hecky (1980) ont déjà suggéré qu'une pulsion de matière humique en provenance du sol abaisse la productivité par fixation d'éléments mineurs même si les niveaux de phosphore sont élevés. Une telle hypothèse peut ici s'appliquer étant donné que les échantillons furent prélevés en période de crue alors que le ruissellement contribuait à l'apport de substances organique dans l'écosystème; cet apport de matière organique est mis en évidence par les valeurs plus élevées du carbone organique total au mois d'octobre par rapport à celles du mois d'août aux stations E2, E5, E6, E8, E9 et E10 respectivement:

août	5,1	12,0	6,8	6,8	7,4	7,4
octobre	13,3	15,7	23,0	34,7	17,7	16,7

Ainsi, en octobre, l'apport de matière organique allochtone pourrait, en favorisant la séquestration d'éléments mineurs, limiter la prise en charge du phosphore inorganique.

Summary

Physical and chemical analyses (pH, conductivity, turbidity, suspended solids, total organic carbon, dissolved inorganic nitrogen, dissolved phosphorus) and algal bioassays with *S. capricornutum* (algal growth potentials, growth-limiting nutrients) were conducted to assess the impact on waterways receiving the treated effluent wastes of an iron ore mining operation located in north-eastern Québec (Canada). Water samples were taken from 10 stations (Fig. 1) visited during periods of low (August) and high (October) water levels.

Initial data interpretation indicates that the area directly below the outfall of the mining effluent (Hessé Lake and Webb Creek) is the most perturbed and that condition diminishes for stations located further downstream (aux Pékans and Moisie Rivers). For Hessé Lake, in particular, high values of conductivity, turbidity, suspended solids, nitrate + nitrite nitrogen, phosphorus and algal growth potential were reported (Tables 1, 2, 3). However, nitrate + nitrite nitrogen levels observed in the aux Pékans River system are the result of high levels present in Hessé Lake and Webb Creek. As for phosphorus content, levels in the aux Pékans and Moisie Rivers are characteristic of the slightly mineralized waters of the Canadian Shield, except for one slow-flowing station of the aux Pékans River sampled in August. Moreover, bioassays ($\bar{P}$ and $\bar{N}$) and chemical data ratios (N/P) identify phosphorus as the first growth-limiting nutrient at all stations (Table 4) although the intensity of the limitation is different for bioassay and for chemical data (Table 5).

A more elaborate analysis, based on an evaluation of algal phosphorus uptake (ΔP_{ass} ; % P_{ass}) obtained with bioassays, indicates that "apparent" toxicity (Table 6) noticed in a few samples is probably due to the unavailability of essential element(s) other than phosphorus or nitrogen (Fig. 2;

Table 7). In fact, mining activities during August would appear to contribute markedly towards increasing bioavailable levels for this (these) unidentified essential element(s) in the aux Pékans and Moisie Rivers. Finally, for samples taken in October, it is postulated that "toxicity" is accountable for by trace metal unavailability due to complex formation by organic matter.

Cautious interpretation of results is therefore recommended when using algal bioassays in order to distinguish between possible interacting effects of growth-limiting essential element(s) and the presence of toxic substances.

Remerciements

Les auteurs désirent exprimer leur gratitude envers Messieurs G. Mezzetta, G. Duchesneau et N. Bermingham de la direction régionale du Service de la Protection de l'Environnement (Environnement Canada, région du Québec) pour leur collaboration et l'intérêt manifesté lors de la réalisation de cette étude. Nous exprimons également notre reconnaissance à Messieurs R. Legault, Y. Jobin et R. Vezeau pour leur participation technique. Enfin, nous remercions le Professeur S.A. Visser pour ses judicieux conseils lors de la revision du texte.

Références

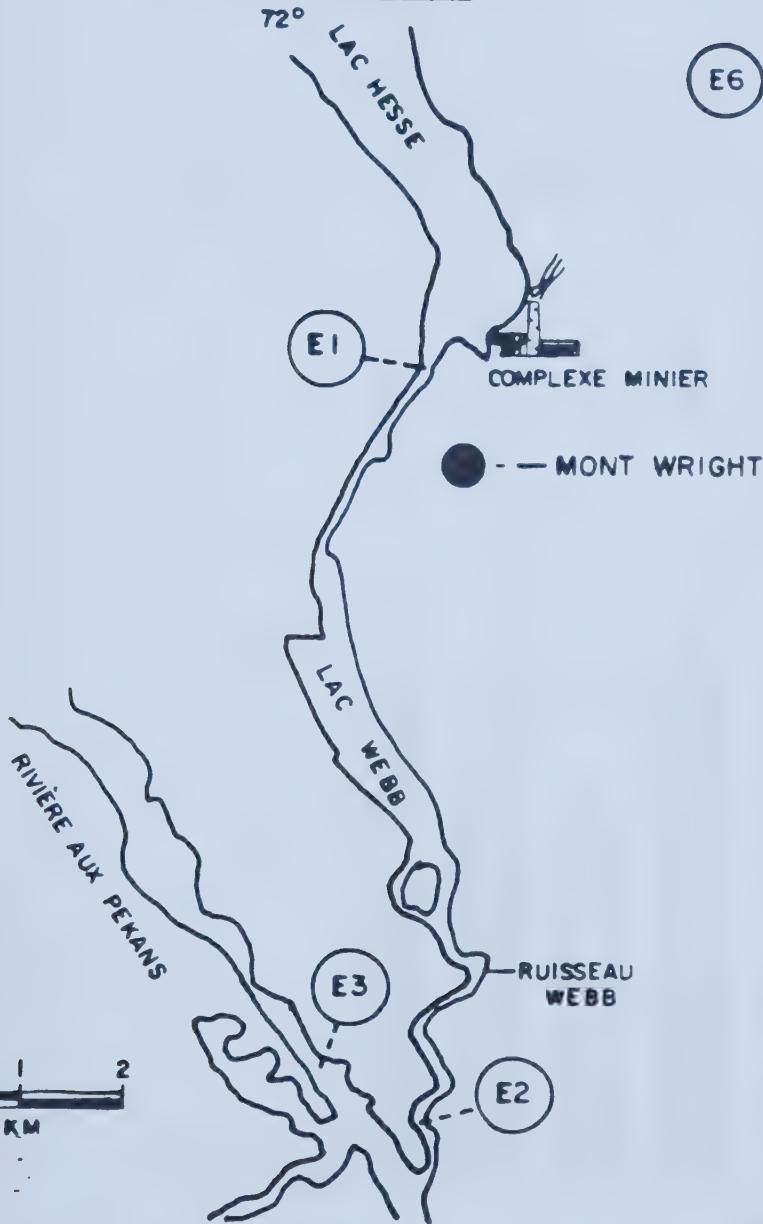
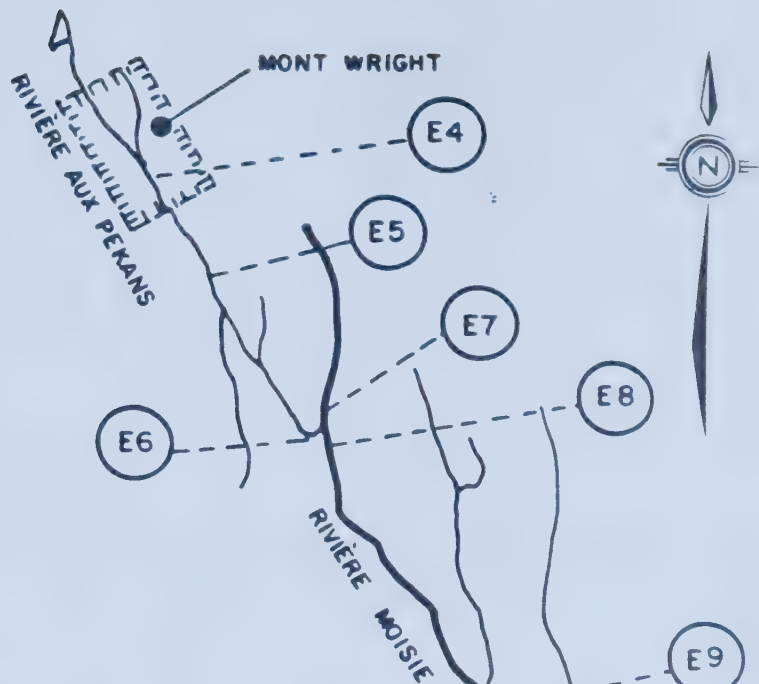
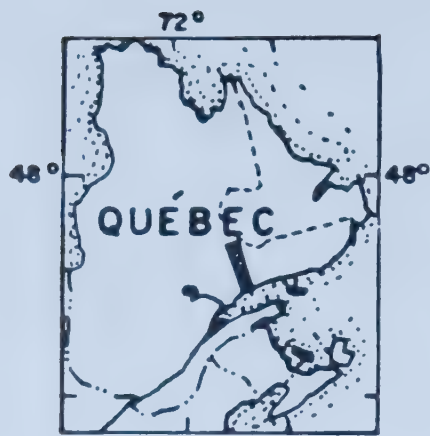
- APHA, AWWA & WPCF (American Public Health Association, American Water Works Association & Water Pollution Control Federation), 1980. Bioassay methods for aquatic organisms. In: Standard methods for the examination of water and wastewater, 15th Edition. Greenberg, A.E., Connors, J.J. & Jenkins, D. (Eds), APHA, Washington, pp 615-743.
- Armstrong, F.A.J. & D.W. Schindler, 1971. Preliminary chemical characterization of waters in the experimental lakes area, northwestern Ontario. J. Fish. Res. Bd Can. 28: 171-187.
- Berland, B.R., D.J. Bonin & S.Y. Maestrini, 1974. Mise en évidence de facteurs réglant la productivité du phytoplancton des eaux de surface dans la partie nord occidentale de la mer Méditerranée au moyen de tests biologiques. Ann. Inst. Oceanogr. Paris 50: 5-25.
- Campbell, M., 1978. Requiem for a river? Pollution of the Moisie and Pekans rivers. Atlant. Salmon J. 27: 17-20.
- Campbell, P.G., P. Couture, M. Lachance & L. Talbot, 1976. Étude intégrée de la qualité des eaux des bassins versants des rivières Saint-François et Yamaska. Volume 2: Secteur des substances nutritives. INRS-Eau, Université du Québec, Québec, Rapport no 76: 603 p.
- Chiaudani, G. & M. Vighi, 1978. The use of Selenastrum capricornutum batch cultures in toxicity studies. Mitt. int. Ver. Limnol. 21: 316-329.
- Chiaudani, G. & M. Vighi, 1982. Multistep approach to identification of limiting nutrients in northern Adriatic eutrophied coastal waters. Wat. Res. 16: 1161-1166.
- Couture, P., A. Sylvestre & S.A. Visser, 1980. Étude à l'aide d'un bio-essai (Selenastrum capricornutum) des variations dans les caractéristiques nutritionnelles d'une rivière suite à l'implantation d'un barrage. Water Poll. Res. J. Can. 15: 233-254.
- Couture, P., D. Couillard & G. Croteau, 1981. Un test biologique pour caractériser la toxicité des eaux usées. Envir. Pollut. Ser. B, 2: 217-222.
- Environnement Canada., 1978. Rapport d'échantillonnage des eaux usées industrielles, relevé 1978: étude de la qualité des effluents de la compagnie minière Québec Cartier, Mont-Wright, P.Q. Environnement Canada, rapport no CE-3R-97, Québec.
- Forsberg, C., S. Ryding, A. Cleason & A. Forsberg, 1978. Water chemical analyses and/or algal assay? - Sewage effluent and polluted lake water studies. Mitt. int. Ver. Limnol. 21: 352-353.
- Greene, J.C., W.E. Miller, T. Shiroyama & T.E. Maloney, 1975. Utilization of algal assays to assess the effects of municipal, industrial and agricultural wastewater effluents upon phytoplankton production in the Snake River system. Wat. Air Soil Pollut. 4: 415-434.
- Huntsman, S.A. & W.G. Sunda, 1980. The role of trace metals in regulating phytoplankton growth. In: Morris, I. (Ed), Studies in ecology, Volume 7: the physiological ecology of phytoplankton. University of California Press, California, pp 285-328.
- Jackson, T.A. & R.E. Hecky, 1980. Depression of primary productivity by humic matter in lake and reservoirs waters of the boreal forest zone. Can. J. Fish. aquat. Sci. 37: 2300-2317.
- Joubert, G., 1980. A bioassay application for quantitative toxicity measurements, using the green algae Selenastrum capricornutum. Wat. Res. 14: 1759-1763.

- Miller, W.E., T.E. Maloney & J.C. Greene, 1974. Algal productivity in 49 lake waters as determined by algal assays. *Wat. Res.* 8: 667-679.
- Miller, W.E., J.C. Greene & T. Shiroyama, 1978. The Selenastrum capricornutum Printz algal assay bottle test: experimental design, application, and data interpretation protocol. U.S. Environmental Protection Agency, Oregon, Report no EPA-600/9-78-018, 125 p.
- Perron, F., H. Sloterdijk & C. Blaise, 1982. Impact des activités minières sur l'écologie des rivières aux Pékans et Moisie. Environnement Canada, Rapport no SPE 8-RQ-82-1F, Québec, 100 p.
- Rai, L.C., J.P. Gaur & H.D. Kumar, 1981. Phycology and heavy-metal pollution. *Biol. Rev.* 56: 99-151.
- Rigler, F.H., 1968. Further observations inconsistent with the hypothesis that the molybdenum blue method measures orthophosphate in lake water. *Limnol. Oceanogr.* 13: 7-13.
- Robarts, R.D. & G.C. Southall, 1977. Nutrient limitation of phytoplankton growth in seven tropical man-made lakes, with special reference to lake McIlwaine, Rhodesia. *Arch. Hydrobiol.* 79: 1-35.
- Rudd, R.T., 1978. Pollution control in the mining industry in South Africa. In: Water management and development, Proceeding of the United Nation Water Conference, Argentina, March 1977. Pergamon Press, New York, pp 2583-2600.
- Sachdev, D.R. et N.L. Clesceri, 1978. Effects of organic fractions from secondary effluents on Selenastrum capricornutum (Kutz). *J. Wat. Pollut. Control Fed.* 50: 1810-1820.
- Schiefer, K., 1970. Salmon of the Moisie river. *Atlant. Salmon J.* 19: 5-9.
- Schiefer, K., 1972. Salmon of the Quebec north shore. *Atlant. Salmon J.* 21: 3-8.
- Shiroyama, T., W.E. Miller & J.C. Greene, 1975. Effect of nitrogen and phosphorus on the growth of Selenastrum capricornutum. In: Proceedings Biostimulation and Nutrient Assessment Workshop, Oregon, October 1973. U.S. Environmental Protection Agency, Oregon, Report no EPA-660 3-75-034, pp 132-142.
- Visser, S.A., M. Bisson & P. Couture, 1981. Le bassin versant du lac Saint-Jean (Québec), analyse et interprétation de la qualité des eaux. *Naturaliste Can.* 108: 279-288.
- White, E. & G. Payne, 1980. Distribution and biological availability of reactive high molecular weight phosphorus in natural waters in New-Zealand. *Can. J. Fish. aquat. Sci.* 37: 664-669.
- Young, D.W. & R.B. Clark, 1978. The effects on water quality by mining activity in the Miami, Arizona region. In: Hydrology and water resources in Arizona and southwest, Proceedings of the 1978 meetings of the Arizona Section. American Water Resources Assn. and the Hydrology section Arizona Academy of Science 8: 137-145.

Liste des figures

Figure 1: Localisation des stations d'échantillonnage

Figure 2: Variation des quantités de phosphore assimilé (ΔP_{ass}) dans les échantillons enrichis en azote + phosphore (E+N+P) et avec le milieu AAP modifié (E+AAP).



DÉTAIL
RÉGION DU MONT WRIGHT



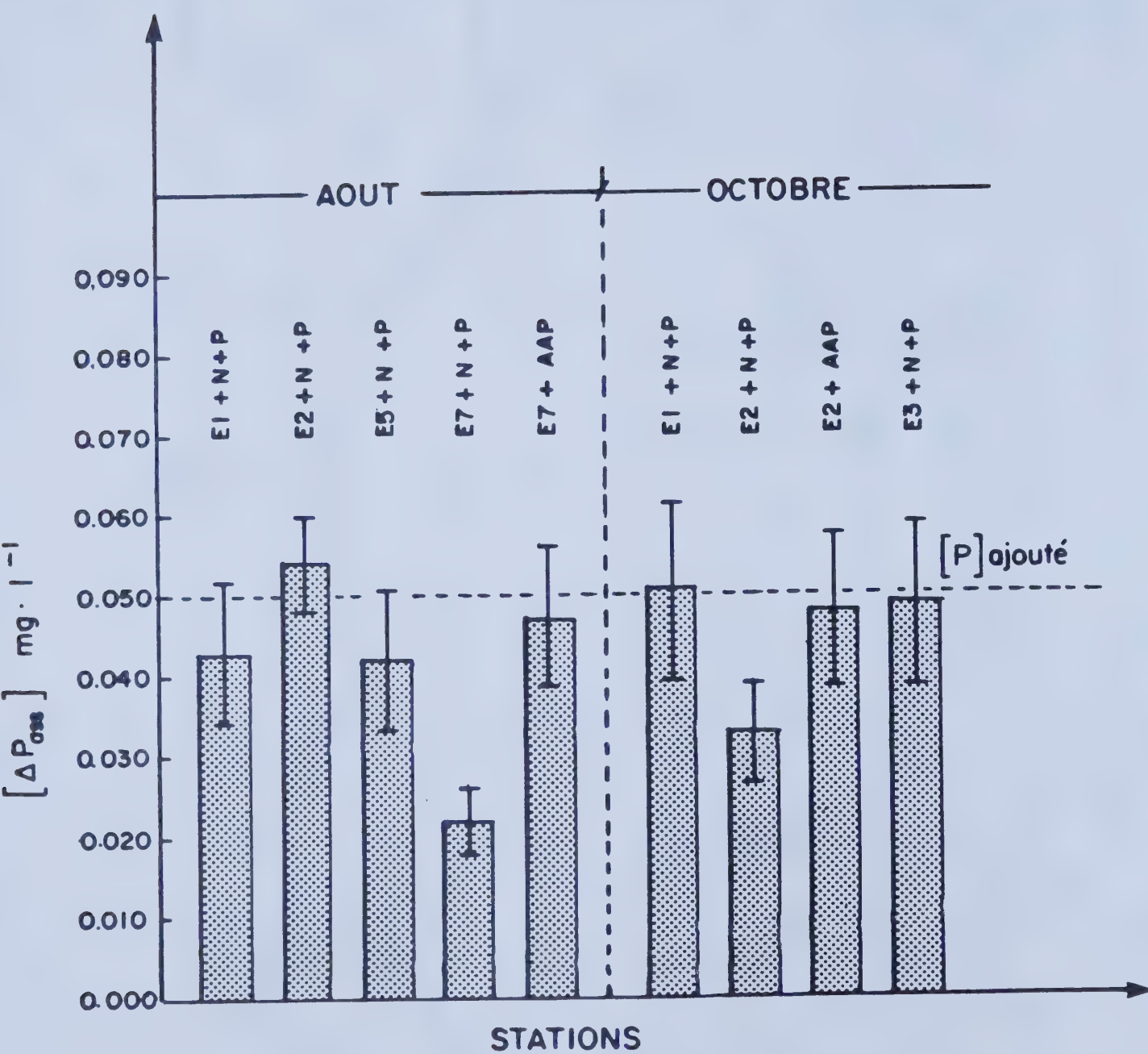


Tableau 1: Valeurs déterminées pour les variables physiques et chimiques

Station	pH		Conductivité ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$)		Turbidité (UTJ)		Solides en suspension ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	
	août	oct.	août	oct.	août	oct.	août	oct.
Lac Hessé et ruisseau Webb								
E1	7,2	7,3	77	57	40	87	11	38
E2	7,3	7,3	62	53	23	12	<5	<5
Rivière aux Pékans								
E3	7,1	6,8	10	17	20	5	<5	<5
E4	7,2	7,0	20	10	15	5	<5	<5
E5	7,3	7,2	20	15	15	7	<5	<5
E6	7,4	7,3	30	15	12	9	<5	<5
Rivière Moisie								
E7	7,5	7,4	35	20	13	0	<5	<5
E8	7,5	7,3	30	20	15	5	<5	<5
E9	7,5	7,3	30	20	12	0	<5	<5
E10	7,3	7,3	15	18	11	5	<5	<5

Tableau 2: Potentiels de fertilité (mg.l⁻¹) des échantillons*

Station	août	octobre
Lac Hessé et ruisseau Webb		
E1	1,6	3,7
E2	1,6	1,1
Rivière aux Pékans		
E3	1,0	0,9
E4	0,8	0,7
E5	11,1	0,5
E6	0,9	0,9
Rivière Moisie		
E7	1,1	0,5
E8	0,4	0,6
E9	0,5	0,6
E10	0,9	0,5

* Ces valeurs sont établies à partir de la moyenne arithmétique des replicas: les coefficients de variation sont inférieurs à 20%.

Tableau 3: Teneurs en azote et en phosphore dissous

Station	N-(NO ₂ +NO ₃)		N-NH ₄		P-inorg.		P-total		N/P (inorg.)	
	(mg N.l ⁻¹)		(mg N.l ⁻¹)		(mg P.l ⁻¹)		(mg P.l ⁻¹)			
	août	oct.	août	oct.	août	oct.	août	oct.	août	oct.
Lac Hessé et ruisseau Webb										
E1	2,80	4,30	0,1	1,0	0,020	0,020	0,020	0,040	145	265
E2	2,80	5,00	0,1	0,2	0,015	0,015	0,020	0,015	193	347
Rivière aux Pékans										
E3	0,15	0,19	0,1	0,1	<0,005	0,010	<0,005	0,010	> 50	29
E4	0,95	0,54	0,1	0,1	<0,005	<0,005	0,005	0,015	>210	>128
E5	0,87	0,80	0,1	0,1	0,025	0,005	0,060	0,015	39	180
E6	0,47	0,52	0,1	0,1	<0,005	0,005	<0,005	0,020	>114	124
Rivière Moisie										
E7	0,42	0,30	0,1	0,1	0,010	<0,005	0,020	0,010	52	> 80
E8	0,32	0,38	0,1	0,1	<0,005	<0,005	0,007	0,010	> 84	> 96
E9	0,20	0,32	0,1	0,1	<0,005	<0,005	0,010	0,005	> 60	> 84
E10	0,16	0,33	0,1	0,1	<0,005	<0,005	0,010	0,010	> 52	> 86

Tableau 4: Coefficients de stimulation aux ajouts d'azote ($\bar{N}$)
et de phosphore ($\bar{P}$)

Station	août		octobre	
	$\bar{N}$	$\bar{P}$	$\bar{N}$	$\bar{P}$
Lac Hessé et ruisseau Webb				
E1	0,6	13,2	0,9	6,8
E2	1,3	12,0	1,0	14,7
Rivière aux Pékans				
E3	1,1	4,1	1,0	3,2
E4	1,1	18,8	0,7	17,7
E5	0,9	1,9	1,0	41,8
E6	0,9	10,6	0,8	7,7
Rivière Moisie				
E7	0,8	3,3	0,8	6,8
E8	1,2	7,8	1,0	19,0
E9	1,0	7,2	1,0	5,0
E10	0,7	4,1	0,8	5,6

Tableau 5: Intensité du caractère limitatif du phosphore par rapport à l'azote: comparaison entre les méthodes chimiques (N/P) et biologiques ($\bar{P}$)*

Station	août		octobre	
	N/P	$\bar{P}$	N/P	$\bar{P}$
Lac Hessé et ruisseau Webb				
E1	145	13,2	265	6,8
E2	193	12,0	347	14,7
Rivière aux Pékans				
E3	-	-	29	3,2
E4	-	-	-	-
E5	39	1,9	180	41,8
E6	-	-	124	7,7
Rivière Moisie				
E7	52	3,3	-	-
Intensité du caractère limitatif du phosphore par rapport à l'azote				
	N/P:	E2>E1>E7>E5	E2>E1>E5>E6>E3	
	$\bar{P}$:	E1≈E2>E7>E5	E5>E2>E6≈E1>E3	

* La comparaison est faite uniquement aux stations où la teneur en phosphore inorganique est détectable.

Tableau 6: Teneurs (mg.l^{-1}) en métaux traces* et rapports biomasse calculée (B_c)/biomasse mesurée (B) dans les échantillons où $[P_{\text{inorg}}] \geq 0,010 \text{ mg.l}^{-1}$

Station	Ni	Cu	Cd	Hg	Pb	B_c/B
<u>Août</u>						
Lac Hessé et ruisseau Webb						
E1	0,003	0,021	<0,001	0,037	<0,001	5,4
E2	0,002	0,005	<0,001	0,013	<0,001	4,1
Rivière aux Pékans						
E5	0,002	0,002	<0,001	0,018	<0,001	1,0
Rivière Moisie						
E7	<0,001	<0,001	<0,001	0,024	<0,001	3,9
<u>Octobre</u>						
Lac Hessé et ruisseau Webb						
E1	0,005	0,004	<0,001	0,031	0,004	2,8
E2	0,028	0,003	<0,001	0,032	0,045	5,9
Rivière aux Pékans						
E3	0,002	0,001	<0,001	0,028	0,015	4,8

* Les analyses furent effectuées sur des échantillons non filtrés.

Tableau 7: Pourcentage de phosphore assimilé (% P_{ass}) dans les échantillons enrichis en azote + phosphore (E+N+P) et avec le milieu AAP modifié().

Station	<u>Août</u> % P_{ass}	<u>Octobre</u> % P_{ass}
Lac Hessé et ruisseau Webb	E+N+P	E+N+P
E1	67	86
E2	89	55 (83)
Rivière aux Pékans		
E3	20 (97)	85
E4	100	84
E5	90	67 (94)
E6	92	43 (95)
Rivière Moisie		
E7	40 (96)	92
E8	68	82 (100)
E9	90	76 (100)
E10	100	79 (100)

**L'Application de Données MEIS II et MSS Afin D'évaluer
le Potentiel de Restauration du Parc à Résidus Miniers Beattie,
Duparquet, Québec**

**The Application of MEIS II and MSS Airborne Data for Assessing the
Reclamation Potential of the Beattie Tailings, Duparquet, Quebec**

par/by

Jean Y. Gagnon¹, Bill D. Bruce², et Adèle A. Crowder¹

¹Department of Biology, Queen's University, Kingston, Ontario,
K7L 3N6

²Centre canadien de télédétection, 717 Belfast Road, Ottawa, Ontario,
K1A 0Y7

RESUME

Des images numériques aéroportées ont été intégrées à des données acquises sur le terrain afin d'évaluer le potentiel de restauration du parc à résidus miniers de la mine Beattie Gold Mines Ltd., à Duparquet, Québec. Cette technique qui permis à identifier et d'évaluer les superficies à revégéter sur le site est présentée.

Du travail intensif a été réalisé sur le terrain pendant les étés 1983 et 1984 et des images aéroportées numériques du site on été obtenues à la fin juillet 1984. Ces images furent acquises à l'aide du capteur MEIS II (balayeur optoélectronique à barette; résolution spatiale de 1,06 mètres, 5 bandes spectrales) et du capteur MSS (balayeur multispectral; résolution spatiale de 3,3 mètres, 2 bandes spectrales). Les images MEIS II ont été analysées numériquement en utilisant des transformations conventionnelles telles que l'équidensitométrie numérique de rapports de bandes (rouge/proche infrarouge), la classification non-dirigée et l'accentuation par composantes principales. Les résultats ont permis de délimiter différentes zones de végétation correspondant à celles déjà identifiées sur le parc à résidus miniers à l'aide de relevés phytosociologiques. La variation du couvert végétal a été évaluée en utilisant une équidensitométrie de rapports de bandes et des données prises sur le site. Une corrélation significative a été obtenue entre les valeurs numérique de l'image MSS (infrarouge thermique) et le degré d'humidité des résidus miniers.

L'utilisation d'images numériques intégrées à des données prélevées sur le terrain constitue une technique rapide et efficace afin de planifier des activités de restauration sur des parcs à résidus miniers. La méthode décrite offre un potentiel opérationnel considérable vu le nombre élevé de tels sites en région. L'acquisition et l'analyse d'images numériques peuvent donc être utilisées comme complément aux techniques régulièrement employées par les planificateurs afin de déterminer le potentiel de restauration de sites perturbés.

SUMMARY

Airborne digital images combined with field data were used to describe and assess the reclamation potential of the Beattie Gold Mines Ltd. wastes site in Duparquet, Québec. The paper presents a technique which allowed the differentiation of zones to be reclaimed in the site and the evaluation of their surface cover.

Extensive field work was carried out during the summers of 1983 and 1984 and airborne digital imagery of the site was acquired in late July 1984. This consisted of MEIS II (multispectral electro-optical imaging scanner; 1.06 meters spatial resolution, 5 spectral channels) and MSS data (multispectral scanner; 3.3 meters spatial resolution, 2 spectral channels). MEIS II imagery was analysed digitally using conventional transformations such as level slicing of band ratios (red band/infrared band), unsupervised classification and principal components enhancement. The results allowed the distinction of various cover types which matched with those identified in the field using standard phytosociological techniques. Standing vegetation cover was estimated using level slicing of band ratio and field measurements. A significant correlation was obtained between the digital values for the MSS thermal infrared image and the water content of bare tailings materials.

The use of digital imagery integrated with field work proved to be a fast and reliable technique for the planning of reclamation activities on tailings sites. In view of the large number of such sites, the method described offers considerable operational potential. The acquisition and analysis of remotely sensed data can thereby be employed as a complement to standard techniques currently used by reclamation planners for assessing the reclamation potential of disturbed sites.

INTRODUCTION

L'activité minière a été pratiquée de façon intensive au cours des dernières 75 années, dans la ceinture des schistes verts de l'Abitibi, du Bouclier canadien. Ceci a eu comme conséquence de créer plus de 100 parcs à résidus miniers (p.r.m.). Plusieurs de ces sites sont maintenant abandonnés, non revégétés et causent des dommages à l'environnement (remplissage de milieux humides, contamination par des métaux lourds et acidification de lacs et rivières, impact visuel négatif,...). Différentes agences gouvernementales et compagnies minières sont présentement impliquées

dans des programmes de restauration de certains de ces sites. Le développement et l'application de telles activités nécessitent une collecte systématique de données sur le terrain et la mise en place de programmes de surveillance.

Des images numériques aéroportées ont été intégrées à des données acquises sur le terrain afin d'évaluer le potentiel de restauration d'un p.r.m. Cette technique qui peut assister les gestionnaires de ressources naturelles et les planificateurs de programmes de réhabilitation de milieux dégradés a été utilisée au site minier de l'ancienne mine Beattie, à Duparquet, Québec.

Des données multispectrales acquises par satellite sont employées depuis 1973 au Canada afin de surveiller l'impact de l'activité minière sur l'environnement. Des images Landsat ont été utilisées afin de cartographier et d'inventorier des p.r.m. (Moore, Adams et Gregory, 1977; Murray, 1977) et pour l'étude de communautés végétales affectées par l'industrie minière à Sudbury, Ontario (Pitblado et Amiro, 1982). Les images acquises par satellite s'avèrent utiles pour la réalisation d'inventaires; elles sont cependant d'un usage limité quand de l'information spécifique est requise pour un site en particulier. Dans un tel cas, une meilleure résolution spatiale est nécessaire et des images aéroportées numériques doivent être employées. Des études récentes ont utilisé ce type d'images afin de surveiller des sites d'excavation du charbon au Kentucky (Spisz et Dooley, 1980) et des résidus originant de fonderies, en Angleterre (Coulson et Bridges (1984).

Une étude a été entreprise en 1984 au parc à résidus miniers de l'ancienne mine Beattie Gold Mines Ltd., à Duparquet, en Abitibi-Témiscamingue, afin d'évaluer l'utilité de la télédétection pour la planification de travaux de restauration. Les objectifs principaux de l'étude étaient:

- (1) D'évaluer l'utilisation des images numériques aéroportées des capteurs MEIS II et MSS pour l'étude de tels sites.
- (2) D'identifier et d'estimer les superficies à restaurer.
- (3) Et d'étudier la variation du degré d'humidité de résidus miniers stériles.

LOCALISATION DU SITE

Le parc à résidus miniers Beattie est situé dans la ceinture des schistes verts du Bouclier canadien (Figure 1). Il est constitué de résidus originant de la transformation de minerais d'or et de cuivre. Au total, 11 millions de tonnes de résidus miniers ont été déversés à ce site entre 1933 et 1957. Le site couvre une superficie estimée à 185 hectares et est partiellement revégité, par processus naturel, par un nombre limité d'espèces (peuplier baumier, peuplier faux-tremble, saules spp., prêles spp., graminées spp. et mousses spp.).

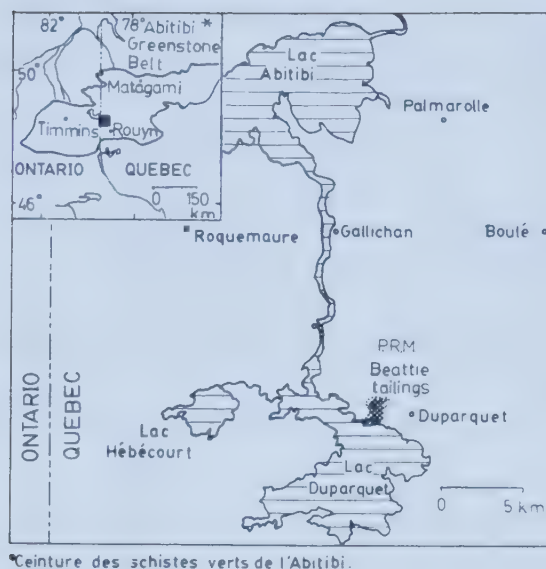


**Figure 1. Localisation du parc à résidus miniers (p.r.m.) Beattie.
Location of the Beattie Tailings.**

MATERIELS ET METHODES

Des images numériques aéroportées du parc à résidus miniers Beattie ont été acquises à 15:19 heures (E.S.T.), le 27 juillet 1984 par le Centre canadien de télédétection. Deux capteurs ont été utilisés: un balayeur multispectral (MSS, 2 canaux, résolution spatiale de 3,3 m) et un balayeur optoélectronique à barette (MEIS II, 5 canaux, résolution spatiale de 1,06 m). Il s'agit d'un nouveau balayeur multispectral développé par le Centre canadien de télédétection. Ce système de balayage à barette est présentement en experimentation. Il offre une meilleure résolution spatiale et une meilleure résolution spectrale (choix de 5 bandes étroites) comparativement au balayeur multispectral MSS (McColl et al, 1984). L'image obtenue par le capteur MSS comprend tout le site tandis que l'information numérique du capteur MEIS II couvre seulement la portion sud. Plus d'information est présentée au Tableau 1.

Tableau 1. Bandes enregistrées et longueurs d'ondes pour les données MEIS II et MSS.

Table 1. Registered bands and corresponding wavelengths for MEIS II and MSS data.

Bandes MEIS II		Valeurs limites des longueurs d'ondes (nm)	Largeur des bandes (nm)
Canal 01	Vert	508,0-600,6	92,6
Canal 02	Rouge	613,0-687,0	74,0
Canal 03	Proche infrarouge	793,0-893,0	99,5
Canal 04	Proche infrarouge	973,0-1068,4	95,4
Canal 05	Vert + rouge	522,0-735,0	213,0

Bandes MSS		Longueurs d'ondes (nm)
Canal 10	Infrarouge thermique	1650
Canal 11	Infrarouge thermique	8500-13 000

L'information numérique fut corrigée des distorsions causées par le mouvement de l'avion. Cette information a été traitée numériquement à l'aide d'un système de traitement d'images (CIAS) au Centre canadien de télédétection, et transformée en utilisant le logiciel GNDDAT afin que les unités de l'image présent correspondent aux coordonnées d'une carte UTM. Les valeurs de réflectance des stations d'échantillonnage ont été obtenues à l'aide de ce logiciel. Pour l'image MSS, un total de 9 pixels (correspondant à un carré de 9 m x 9 m au sol) ont été choisis et les valeurs de réflectance, obtenues; et pour l'image MEIS II, un total de 25 pixels (correspondant à un carré de 5 m x 5 m au sol). Une valeur moyenne a été calculée et utilisée pour différentes analyses statistiques.

Les données numériques MEIS II ont été transformées à nouveau en utilisant des transformations conventionnelles telles que l'équidensitométrie numérique de rapports de bandes (rouge/proche infrarouge), la classification non dirigée des images (règle de la vraisemblance maximale) (Goodenough, 1976) et l'accentuation par composantes principales (Taylor, 1974). Les données MSS furent accentuées en utilisant l'équidensitométrie numérique des bandes individuelles. Des photographies ont été obtenues en utilisant un enregistreur Matrix-4007; des épreuves en noir et blanc furent produites à l'aide de l'imprimante Versatech et des épreuves couleur, à l'aide de l'imprimante Applicon.

Du travail sur le terrain a été effectué au parc à résidus miniers Beattie pendant les été 1983 et 1984. Une grille de 100 m x 100 m a été mise en place et 120 jonctions furent échantillonnées (Figure 2). Le recouvrement de la végétation a été évalué en utilisant des quadrats de 25 m² et de 1 m². Des échantillons de résidus miniers ont été prélevés le 28 juillet 1984 dans les sections peu revégétées et dénudées du site. La quantité d'eau des échantillons a été déterminée en utilisant la méthode gravimétrique décrite par Black (1965). Le test de corrélation de Spearman a été effectué en utilisant le logiciel de statistiques SAS (Ray, 1982) afin d'étudier la relation entre les valeurs de réflectance comparativement au recouvrement végétal (MEIS et MSS) et la teneur en eau des résidus miniers (MSS).



Figure 2. Stations d'échantillonnage au p.r.m. Beattie.
Sampling sites at the Beattie tailings.

RESULTATS ET DISCUSSION

Une photographie composite (bandes verte, rouge et proche infrarouge) de l'image MEIS II est présentée à la Figure 3 en blanc et noir. L'image originale a permis la distinction entre différents types de couverts végétaux et les résidus dénudés. Une corrélation significative a été obtenue entre les valeurs de réflectance dans les bandes verte et rouge et le couvert végétal (Tableau 2). Une corrélation significative a aussi été obtenue avec le rapport des bandes rouge/infrarouge. Une épreuve de l'équidensitométrie numérique de ce rapport de bandes est présenté à la Figure 4. Seulement 8 tonalités de gris présentées, chacune correspondant à différents niveaux de valeurs de réflectance. Visuellement, on dénote une amélioration du contraste final, comparativement à l'image composite. Les différents groupements végétaux sont mieux délimités. On note aussi une correction de l'ombre causée par les images.

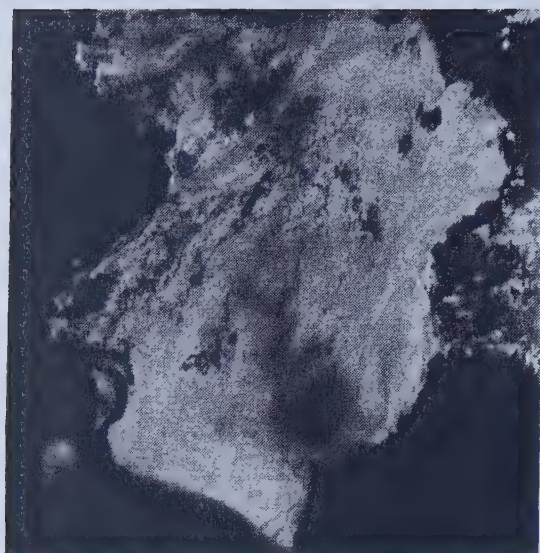


Figure 3. Photographie composite.
Composite image.

Tableau 2. Coefficient de corrélation de Spearman, MEIS II.

Table 2. Spearman's correlation coefficient, MEIS II.

	VALEUR DE REFLECTANCE (n=65)			
	Vert	Rouge	Proche I.R.	Rapport Rouge/Proche I.R.
Recouvrement de la végétation (%)	-0,794	-0,807	0,339	-0,801

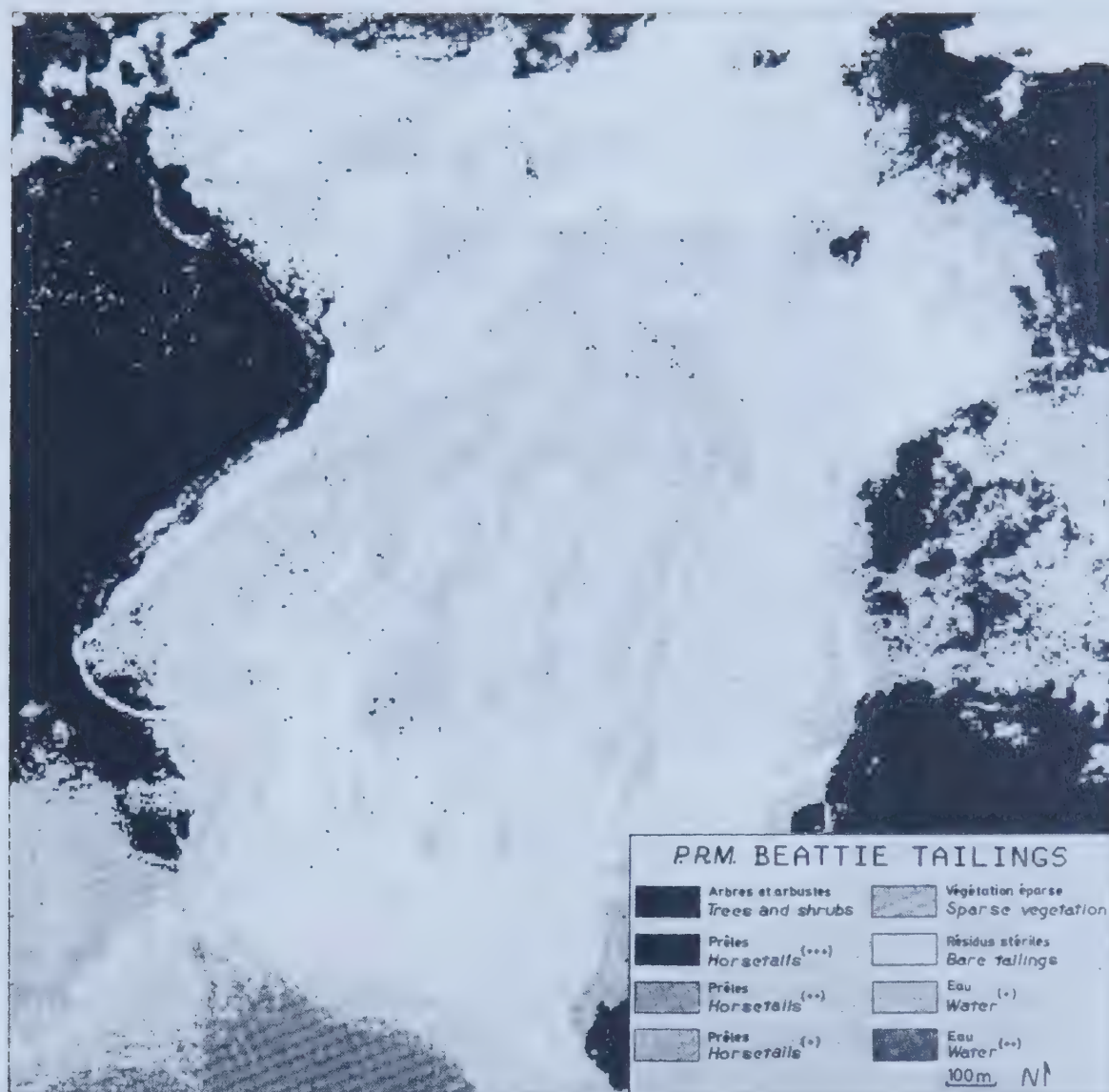


**Figure 4. Equidensitométrie numérique du rapport des bandes rouge/proche infrarouge.
Level slicing of ratio red/infrared.**

L'accentuation par composantes principales de l'image MEIS II a permis de distinguer différentes zones de végétation sur le site mais la délimitation est moins évidente que pour les images précédentes (Figure 5). Les zones revégétées sont faciles à séparer des zones dénudées.

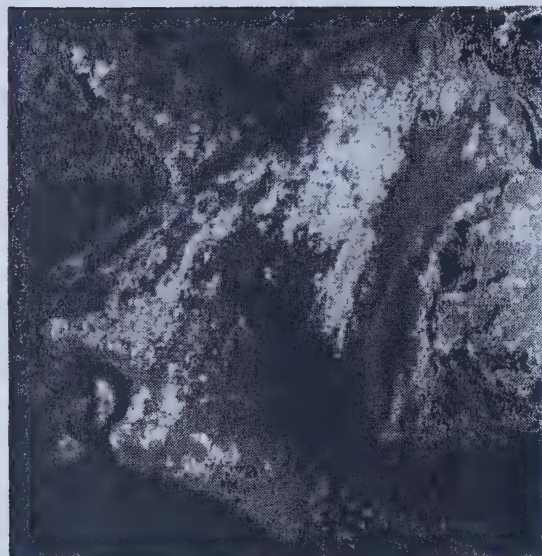


**Figure 5. Accentuation par composantes principales.
Principal components enhancement.**

Une classification non-dirigée de l'image MEIS II est présenté à la Figure 6. Il y a une bonne correspondance entre les zones délimitées par cette transformation et celles distinguées à partir des données amassées sur le terrain. Les zones définies sont: arbres et arbustes, prèles, végétation éparsse et résidus stériles. Un faible pourcentage (inférieurs à 10%) de l'information comprise dans ces groupes devrait être incluse dans une autre zone. Ceci est principalement attribuable à l'ombre causée par des nuages dans la partie inférieure de l'image ainsi qu'à l'ombre causée par les arbres dans la forêt environnant le site. Cette classification statistique a permis l'estimation de la superficie de ces différentes sections. Les résultats sont présentés au Tableau 3. La superficie des résidus miniers stériles à revégéter sur la portion sud du site est de 42,1 ha.

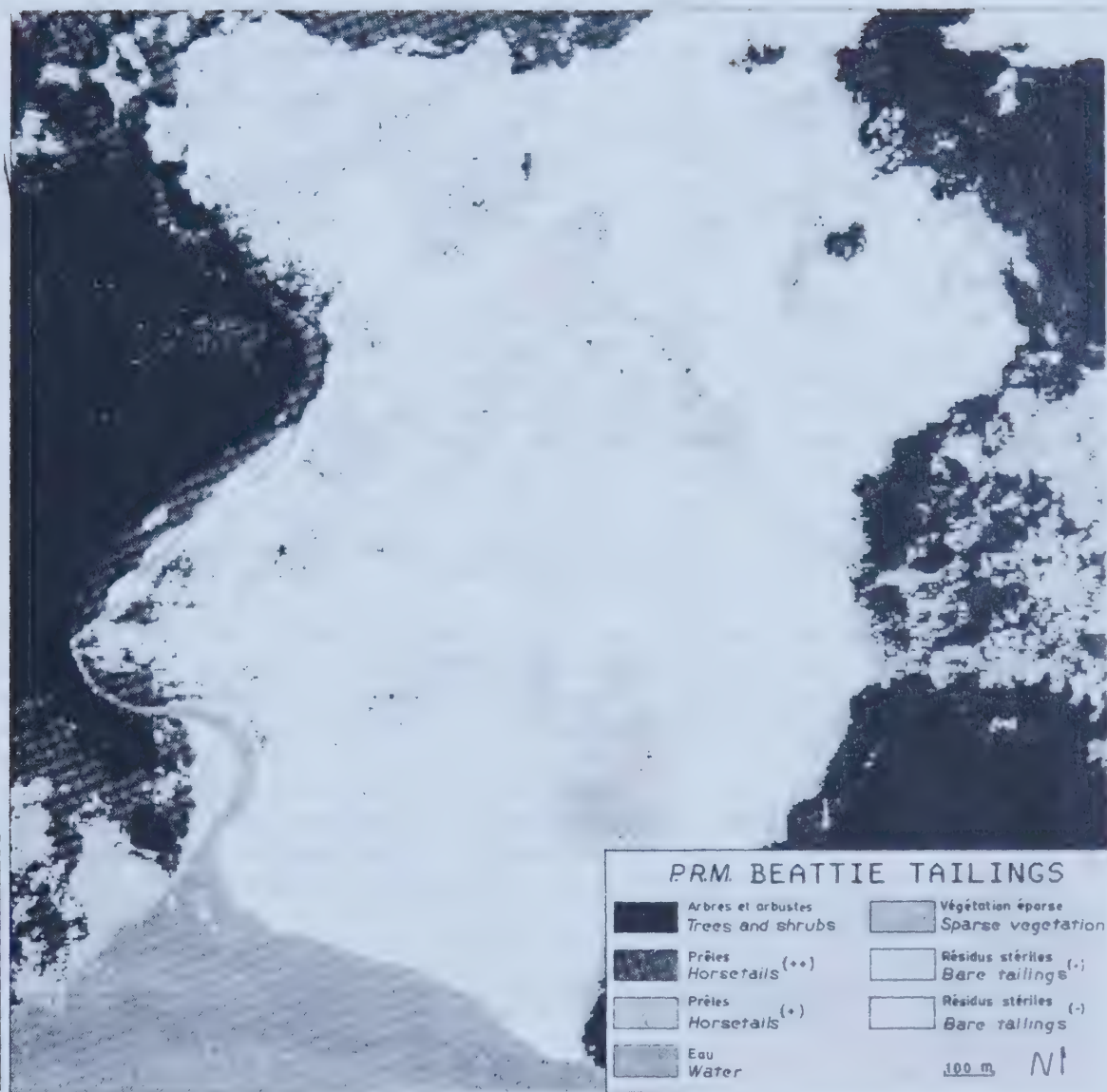


Figure 6. Classification non dirigée.
Unsupervised classification.

Tableau 3. Superficie des différentes zones, classification non dirigée, image MEIS.

Table 3. Estimated surface cover of different zones, unsupervised classification, MEIS II imagery.

GROUPES	SUPERFICIE (ha)	
Arbres + arbustes	27,2	
Prêles (++)	14,5	25,1
Prêles (+)	10,6	
Végétation éparse	14,1	
Résidus stériles (+)	33,5	42,1
Résidus stériles (-)	8,6	
Eau	8,4	

L'utilisation des images MSS (infrarouge thermique) intégrée à des données prélevées sur le site démontre qu'il y a une corrélation significative entre le degré d'humidité des résidus miniers et les valeurs de numérique dans les canaux 10 et 11 (Tableau 4).

Tableau 4. Coefficients de corrélation de Spearman, MSS (n=30).

Table 4. Spearman's correlation coefficients, MSS data (n=30).

	Valeur numérique	
	Canal 10	Canal 11
Humidité relative des résidus (%)	-0,570	0,522
Recouvrement de la végétation (%)	-0,583	0,304

Une corrélation significative a aussi été observée entre le recouvrement de la végétation et les valeurs de réflectance du canal 10. Cette corrélation n'est pas aussi significative que celle obtenue pour les données MEIS II. La collection de données sur le terrain et des analyses supplémentaires sont nécessaires afin de cartographier la distribution de l'humidité relative et de la température de surface sur tout le site.

CONCLUSION

Dans l'ensemble, des résultats obtenus à partir de l'analyse d'images numériques supportent ceux obtenus lors du travail sur le terrain. Les images transformées statistiquement ont fourni de l'information pertinente permettant la distinction de différentes zones de végétation et ont permis d'évaluer la surface du site à revégéter.

L'analyse numérique d'images aéroportées (MEIS II et MSS) intégrée à des données prélevées sur le terrain constitue une technique rapide et efficace pour planifier des programmes de restauration. La technique décrite offre un potentiel opérationnel considérable vu le nombre élevé de tels sites dans la ceinture de schistes verts de l'Abitibi. L'acquisition et l'analyse d'images numériques aéroportées peuvent donc être utilisées comme complément aux techniques régulièrement employées par les planificateurs afin de déterminer le potentiel de restauration de sites perturbés.

REMERCIEMENTS

Des remerciements s'adressent à L'université Queen's de Kingston, en Ontario pour leur support financier ainsi qu'au Centre canadien de télédétection (CCT) pour l'acquisition des données aéroportées et pour l'accès à un système d'analyse d'images numériques. Nous tenons à remercier Monsieur G.J. Fitzgerald, directeur des opérations aéroportées au CCT, à Monsieur M. Larocque et Mademoiselle L. Marjama, analystes, et à Monsieur L. Marcotte de la bibliothèque RESORS du CCT. Des remerciements particuliers s'adressent aussi au D-C Pearce, du Département de Géographie de l'Université Western à London, Ontario, pour les commentaires et suggestions fournis sur le manuscrit.

LITERATURE CITED

- Black, C.A., 1965, Methods of soil analysis, Part 1. American society of Agronomy, Inc., Madison, Wisconsin. pp. 92-96.
- Coulson, M.G. and E.M. Bridges, 1984. The remote sensing of contaminated land. International Journal of Remote Sensing, 5(4):659-669.

- Goodenough, D., 1976. Image 100 classification methods for ERTS scanner data. Canadian Journal of Remote Sensing, 2:18-29.
- McColl, W.D., R.A. Neville & S.M. Till, 1984. Multi-detector electro-optical imaging scanner MEIS II. In Proceedings of the 8th Canadian Symposium on Remote Sensing, pp. 71-79.
- Moore, H.D., J.H. Adams & A.F. Gregory, 1977. Mapping mine wastes with Landsat images. In Proceedings of the 4th Canadian Symposium on Remote Sensing, pp. 294-304.
- Murray, D.R., 1977. Pit slope manual, Supplement 10-1 - Reclamation by vegetation: Volume 2 - Mine waste inventory by satellite imagery. CANMET Report 77-58, 216 pages.
- Pitblado, J.R. & B.D. Amiro, 1982. Landsat mapping of the industrially disturbed vegetation communities of Sudbury, Canada. Canadian Journal of Remote Sensing, 8:17-28.
- Ray, A.A., 1982. SAS user's guide: Statistics. 1982 Edition, SAS Institute Inc., Cary, N.C., 584 pages.
- Spisz, E.W. & J.T. Dooley, 1980. Assessment of satellite and aircraft multispectral scanner data for strip-mine monitoring. U.S. NASA, Scientific and Technical Information Office, Washington, D.C., N80-20787/NASA TM-79268. 39 pages.
- Taylor, M.M., 1974. Principal components colour display of ERTS imagery. In Proceedings of the 2nd Canadian Symposium on Remote Sensing, pp. 295-313.

EFFECTS OF TOPSOIL THICKNESS PLACED OVER SHALE ON RECLAMATION SUCCESS.

LES CONSEQUENCES DE DIFFERENTES EPAISSEURS DE COUCHES ARABLES PLACE SUR DES SCHISTES ARGILEUX D'UN SITE REHABILITE AVEC SUCCES.

Alan J. Kennedy, Environmental Coordinator, Esso Resources Canada Limited, Oil Sands and Coal Department, 237 - 4th Ave. S.W., Calgary, Alberta, Canada T2P 0H6

ABSTRACT

The effects of replaced surface soil depth on establishment and growth of seeded grass/legume vegetation and white spruce (*Picea glauca*) were investigated on study plots at the Judy Creek Test Mine from 1979 to 1984. The Judy Creek test mine is located approximately 56 kilometres south of Swan Hills in the foothills biogeographical zone of Alberta.

Six plots representing replicates of three treatments of soil depth (0 cm, 30 cm and 70 cm) were established in a random experimental design. A gray luvisol soil with mixed A and B horizons was then placed at the three depths over a shale subsoil. The shale material, based on pre-study analysis, showed no inhibitory properties to plant growth. A grass/legume seed mixture, suited to the climatic regime of the area, was applied to each study plot at identical application and fertilization rates. Permanently marked white spruce were also outplanted on each plot. Revegetation success was evaluated through determination of herbaceous cover and biomass on the plots. Reforestation success was determined by measuring tree seedling survival and growth in each plot.

Results of six years of study indicate that vegetation cover is significantly lower on the 0 cm treatment than on either the 30 cm or 70 cm treatments. Differences in total cover were most pronounced during the first two years of study and decreased with succeeding years. Differences in vegetation cover between the 30 cm and 70 cm treatments are not significant. A similar relationship between surface soil depth and reforestation success was observed. The 0 cm treatment afforded lower survival and reduced growth than either the 30 cm or 70 cm treatments. Further, no significant differences in survival and growth were observed between the 30 cm and 70 cm treatments.

Reduced herbaceous cover and survival and growth of white spruce on the 0 cm treatment is attributed to physical characteristics of the growth medium. The 0 cm treatment showed reduced soil moistures and susceptibility to compaction.

Results from this study have implications related to materials handling in reclamation program in foothills regions of Alberta. Addition of forest soil as "topsoil" over unamended shale is required to provide improved reclamation success. A depth of 30 cm provides good revegetation and reforestation success.

RÉSUMÉ

Les conséquences de replacer une épaisseur de sol superficielle sur des établissements et des nouvelles pousses d'herbes/légumes et d'épinettes blancs (Picea glauca) furent examinées sur des terrains d'études à la mine expérimentale Judy Creek de 1979 à 1984. La mine Judy Creek est situé à environ 56 km, sud de Swan Hills, dans la zone biogéographique des piémonts de l'Alberta.

Six terrains représentant des répliques de trois traitements d'épaisseur de sol (0, 30, et 70 cm) furent établis dans un modèle expérimental au hasard. Un luvisol gris avec des horizons A et B mélangés fut placé sur un sous-sol de schistes argileux à trois différentes épaisseurs. Cette roche, basée sur une analyse antérieure, n'a pas montré de propriétés inhibitrices contre la croissance des plantes. Un mélange de graines herbe/légume, approprié au régime climatique de la région, fut appliqué sur chaque terrain d'étude à un taux identique d'ensemencement et de fertilisation. Des épinettes blancs marqués d'une façon permanente furent également plantés sur le périmètre de chaque terrain. Le succès de revégétation fut évalué en déterminant annuellement la biomasse et le couvert herbacé de chaque terrain d'étude. Le succès de reforestation fut déterminé en mesurant le nombre de pousses d'arbres qui ont survécu et leur taux de croissance sur chaque terrain d'étude.

Les résultats de six années d'études indiquent que le couvert végétal fut moindre d'une façon significative sur le traitement 0 cm comparé aux deux autres traitements (30 et 70 cm). Les différences dans le couvert total furent plus prononcées durant les deux premières années d'études et ont décru les années suivantes. La différence entre les couverts végétaux des traitements de 30 et 70 cm ne furent pas significatifs. Une relation similaire entre l'épaisseur de sol superficielle et le succès du reboisement fut observée. Le traitement 0 cm montra un taux de survie moindre et une croissance réduite comparé aux traitements 30 ou 70 cm.

Sur le traitement 0 cm, on attribue le couvert herbacé réduit et le taux de survie et de croissance moindre des épinettes blancs aux caractéristiques physiques du milieu de croissance. Le traitement 0 cm a montré un taux d'humidité du sol réduit et une susceptibilité du sol à compacter.

Les résultats de cette étude démontrent ce qu'il faut faire pour les programmes de réhabilitation dans les piémonts de l'Alberta. Ajouter un sol forestier comme sol arable sur des schistes argileux non modifiés est de rigueur pour améliorer le succès de la réhabilitation. Une épaisseur de 30 cm semble satisfaisante pour avoir du succès avec la revégétation et le reboisement.

INTRODUCTION

Considerable attention has been given to the topic of optimal soil depth replacement for adequate reclamation. For example, the United States Bureau of Mines recently supported a comprehensive research study to determine optimal soil depth replacement on mined lands within the U.S. North West Plains. Results from this large scale study indicated that soil depth requirements appear to depend primarily on the quality of the spoil to be covered (Barth and Martin, 1982).

Spoil materials may be unsuitable for adequate plant growth depending on a variety of physical and chemical factors including low fertility, droughtiness, and high salt levels. Sodic spoil materials are particularly difficult to revegetate due to physical instability and undesirable properties related to water infiltration, movement and retention. (Doering and Willis, 1975).

Several research studies have evaluated the effectiveness of applications of various thicknesses of "topsoil" possessing characteristics suitable for plant growth. Pole et al. (1979) grew spring wheat and corn on sodic spoils covered with 5 to 61 cm of suitable "topsoil". These authors concluded that "topsoil" 61 cm in depth provides the greatest yields but 30 cm is often as good. Sandoval and Gould (1978) reported that productivity of crested wheatgrass grown on 30 cm of good quality surface soil progressively decreased during four years of study. This decline in productivity suggests that a deterioration in surface soil quality may occur through time.

Halvorsen et al (1981) found that vegetation biomass (above and below ground) increased as soil depth over spoil increased from 0 to 46 cm. Schuman and Power (1981) recommended that the depth of topsoil applied to spoil be determined by quality and quantity of subsoil to be covered. The authors further stated that no recognizable benefits were apparent when more than 76 cm of topsoil was applied.

In Alberta, guidelines provided in Alberta Agriculture (1981a) indicate that soil material suitable for plant growth should be stockpiled and replaced on the surface following disturbance. Various depths of soil replacement are suggested depending on the soil region of Alberta. For Northern forest soils two lifts of surface soil are suggested; an upper lift (30 cm) of surface material (organic and A, B horizons), and a lower lift (up to 170 cm) of subsurface material (lower horizons and parent material).

During the winter of 1978 Esso Resources Canada Ltd. constructed a test mine on the Judy Creek North Coal Reserve to secure a 10,000 tonne bulk coal sample for a test burn (Esso Minerals Canada, 1979). Construction and subsequent reclamation procedures provided a site suitable to examine effects of various soil depth replacements over shale on reclamation success. The present paper describes the soil depth study and discusses the results of six years of study.

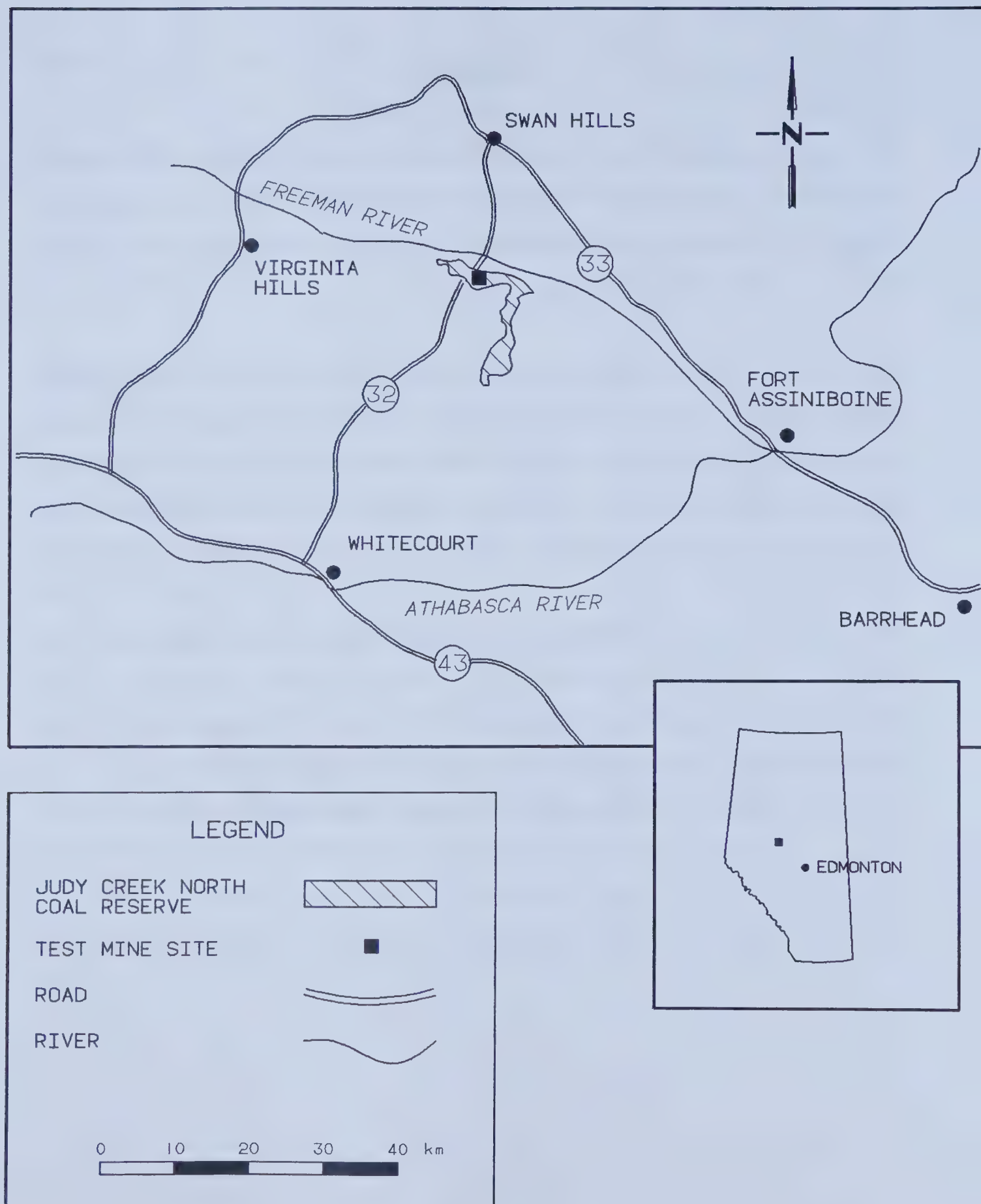
STUDY AREA

The Judy Creek Test Mine is located within the Judy Creek North Coal Reserve approximately 56 kilometers (km) south of Swan Hills, Alberta and 2 km east of Highway 32. The test mine is located in the NW 1/4, Section 14, Township 64, Range 10, west of the 5th meridian (Figure 1).

The test mine lies at the western edge of the western plains physiogeographic region, in what is termed the Rocky Mountain Foothills of Alberta. Elevations in the area range from 600 m on the Freeman River to over 1400 m in the Swan Hills. The hydrography of the area is dominated by the Freeman River, the Judy Creek, and the Christmas Creek; all tributaries of the Athabasca River.

The test mine area is climatically characterized by warm summers and cold winters. Mean daily temperatures vary from a low of -17 degrees C (in January) to a high of 20 degrees C (in July). Average annual total precipitation is about 53 centimeters (cm) of which approximately 33% is received as snowfall. The majority of rainfall occurs during June and July.

FIGURE 1. LOCATION MAP FOR JUDY CREEK TEST MINE



Forest cover in the test mine area is dominated by stands of white spruce and the lodgepole pine (Pinus contorta). Pine and spruce occur as a mosaic of even-aged pure stands, depending on slope, or as stands of various mixtures of pine and spruce mixed-wood forests of either pine or spruce and aspen (Populus tremuloides) or balsam poplar (Populus balsamifera). Shrublands occur as clumps of mainly willow (Salix sp.) along the riparian sites or, to a minor extent, on roadways and access clearings.

An area of 17.3 hectares (ha) was cleared for test mine operations in December, 1978; of which the test pit itself comprised 1.5 ha. An additional 2 ha area (2 km in length) was cleared as an access road to highway 32.

METHODS

The soil depth study consisted of six 10 m x 20 m plots (Figure 2). Different depths of surface soil were placed over shale overburden in spring 1979. Surface soil included all material in the A and B horizons and was collected in two lifts and stockpiled prior to placement on study plots. Analysis of the shale indicated no parameters limiting growth although the material is nitrogen deficient (Table 1).

Each plot was planted with a complete grass/legume seed mixture by hand broadcast seeding. A description of the seed mix and broadcast rate is given in Table 2. Based on previous soil sampling (Esso Minerals Canada, 1979), fertilizer (23-N, 23-P, 0-K) was applied to each plot at a rate of 160 Kg/ha. No further ammendments or fertilizers were applied.

FIGURE 2. PLOT PLAN FOR SOIL DEPTH STUDY

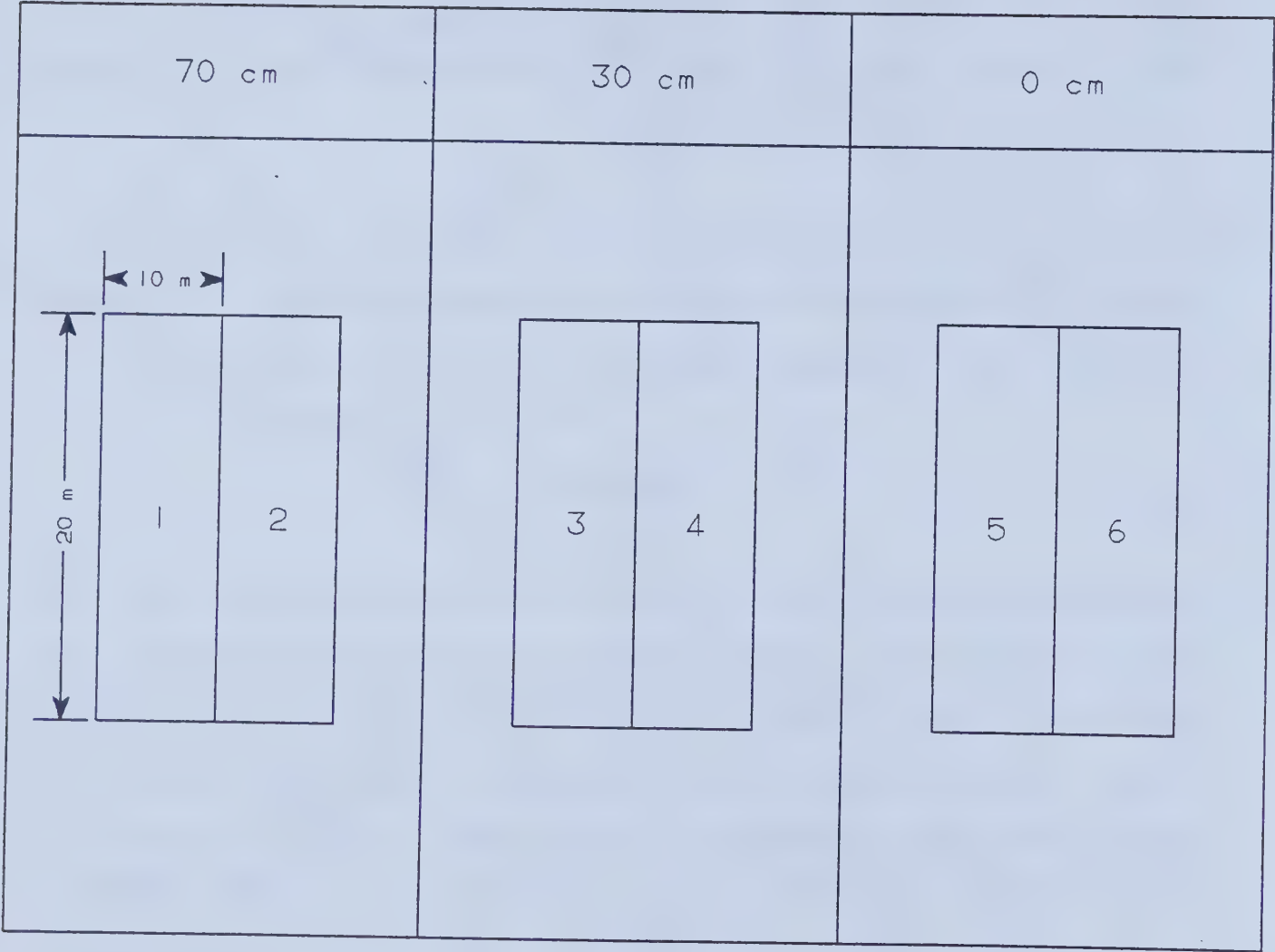


Table 1. Chemical Analysis of Shale Material

PARAMETER	VALUE
pH (aqueous)	7.8
pH (CaCl ₂)	7.2
S.A.R.	1.3
Exchangeable Cations (Meq/100g)	
NA	2.60
K	1.55
CA	28.60
Mg	6.30
C.E.C.	44.60
Available Macronutrients (ug/g)	
P	21.00
N	1.25
K	720.00
Organic Matter (%)	0.40
CaCO ₃ Equivalent (%)	21.70

Table 2. Description of Seed Mixture Applied to Soil Depth Plots

Species	Variety	Percent of Mix (by wt.)	Broadcast Seeding (kg/ha)	Features and Tolerances
<u>GRASSES</u>				
Canada Bluegrass (<u>Poa compressa</u>)	Common	20	6.0	Low maintenance, tolerance to grazing, aggressive,
Creeping red fescue (<u>Festuca rubra</u>)	Boreal	15	4.5	Tolerant to grazing, good seedling vigor, sod forming
Slender wheatgrass (<u>Agropyron trachycaulum</u>)	Revenue	10	3.0	Strong root system for erosion control
Crested wheatgrass (<u>Agropyron cristatum</u>)	Fairway	15	4.5	Good seedling vigor, can withstand traffic
Timothy (<u>Phleum pratense</u>)	Climax	10	3.0	Rapid establishment, fibrous roots
Smooth brome (<u>Bromas inermis</u>)	Carlton	10	3.0	Long-lived, sod forming
<u>LEGUMES</u>				
Alfalfa (<u>Medicago sativa</u>)	Drylander	10	3.0	Superior winter hardiness, drought resistant
Red clover (<u>Trifolium pratense</u>)	Altaswede	<u>10</u>	<u>3.0</u>	Short-lived, winter hardy, acid tolerant
		100	30.0	

In addition to the application of an agronomic seed mixture, eighty one-year old white spruce seedlings were planted within the study plots. Thirty-four of these trees were randomly selected as study trees and permanently marked with wooden stakes equipped with metal identification tags. Planting occurred on June 1 and 2, 1979 using both V-bar and shovel mattock techniques.

Revegetation success for each soil depth treatment was evaluated through the measurement of plant cover. During August of 1979, and June and August of 1980, 1981 and 1983 vegetation cover estimates were made in each plot. Vegetation cover was determined through the observation of the proportion of ground covered by seeded species in 20 evenly spaced 20 cm by 50 cm quadrats. Cover within each quadrat was estimated using the Braun Blauquet method (Kershaw 1973).

Above ground biomass was determined for each soil depth treatment in 1983. Samples were obtained by clipping to ground level all standing vegetal material within a 0.24 m^2 quadrat placed randomly at three sites within each plot. Samples were placed in appropriately sized paper bags and returned to the laboratory where they were oven dried at 80°C for 24 hours and weighed.

Reforestation success for each soil depth treatment was determined through evaluation of the survival and growth of each permanently marked tree. Estimation of tree survival and growth was conducted during August, 1979 and June and August of 1980, 1981, 1983 and 1984. Only tree survival was evaluated during June, 1982. Tree mortality was determined through evaluation of the survival status of each marked tree (i.e. living or dead). As a method of data reduction a mean total percentage mortality was calculated for each treatment based on the equation; $\text{TD/TM} \times 100$; where TD equals total dead marked trees per plot, and TM equals the total marked trees per plot.

Tree growth was recorded by measuring the height of each marked tree with a graduated meter stick. Height is considered a true indicator of growth, and therefore basal diameter was not measured. Incremental growth was determined through measurement of the new vertical leader growth.

Soil samples were taken from each study plot in 1979-1981 and 1983. For subsamples were taken at randomly spaced locations within each study plot and combined by treatment for analysis. Samples were taken from the 0 to 15 cm soil layer. Analysis of soil samples followed procedures reported in McKeague (1978). During 1979-1981 the level of available macronutrients including; nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$), phosphorous (P), potassium (K), and sulphur ($\text{SO}_4\text{-S}$), pH, electrical conductivity, moisture content, bulk density and percentage organic matter, were recorded for each treatment. During 1983 the following additional parameters were also determined; calcium carbonate equivalent, cation exchange capacity, percentage saturation, sodium absorption ratio, and particle size distribution.

Statistical analyses were conducted using the SAS Proc-Anova Statistical test procedures (SAS 1982).

RESULTS

SOIL CONDITIONS

Soil parameters for each soil depth treatment are given in Table 3. Soil pH during the study ranged from 5.6 to 6.9 with the 30 cm and 70 cm plots consistently having lower values. Values of calcium carbonate equivalence indicated that all treatments have no problem with respect to alkalinity but the 0 cm plots are slightly more alkaline than the 30 cm or 70 cm plots. All study plots had sodium absorption ratios corresponding to a 'good' soil capability rating (Alberta Agriculture 1981a). Levels of all macronutrients were generally low on each treatment but were within the reported range required to support plant growth (Williamson et al., 1982). Bulk density values were substantially higher on the 0 cm treatment relative to the other study plots. The cation exchange capacity (CEC) in each study treatment was very similar, possibly due to the higher clay component of the 0 cm plots which would offset the cation exchange ability of the organic material in the 70 cm and 30 cm plots. All CEC values recorded were well above those recorded for typical natural forest soil types of similar chemical and physical make-up (Williamson et al., 1982). The moisture content data for the soils on the three treatments indicates the 0 cm plots had 7% - 9% less moisture.

Based on the particle size distribution the surface soil on the study plots can be characterized as; the 70 cm and 30 cm treatments are a clay loam, and the 0 cm treatment a silty clay.

Table 3. Results of Soil Sampling Analyses

Soil Depth (cm)	pH	SAR	Conductivity (mmhos/cm)	CaCO ₃ Equival. (%)	Nutrient Status				Moisture Content (%)	Saturation (%)	Bulk Density (g/cc)	CEC (meq/100 g)	Particle Size		
					NO ₃ -N (ppm)	P (ppm)	K (ppm)	SO ₄ -S (ppm)					Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
70	5.63	3.8	0.20	0.13	1.5	8.5	118.8	3.3	30.5	42.0	1.16	21.2	38.4	33.1	28.5
30	5.63	1.9	0.25	0.45	1.5	8.8	125.0	6.5	28.2	51.0	1.14	28.2	29.9	36.6	33.4
0	6.98	4.2	0.70	0.61	2.4	5.25	160.	10.0	21.2	59.0	1.96	30.5	23.7	19.5	56.7

REVEGETATION

Percentage cover data for grasses, legumes and total living cover are shown in Figure 3. Cover for all species groups increased dramatically from 1979 to 1981 on all plots and levelled off by 1983. Legume cover was most often higher than graminoid cover until 1981.

The 70 cm soil depth treatment provided highest cover estimates in terms of total living cover for each year of study. This difference was significant ($F = 2.54$, $P \leq 0.05$). Graminoid cover was also more apparent on the 70 cm plots for all years with the exception of 1979. Cover values for graminoids were statistically different for each treatment ($F = 4.77$, $P \leq 0.05$). Legume cover was, on average, recorded at higher levels on the 70 cm plots than the 30 and 0 cm treatments ($F = 5.16$, $P \leq 0.05$).

Cover estimates for each planted species by soil depth treatment are given in Table 4. Creeping red fescue was consistently the most abundant seeded graminoid on all of the soil depth plots. Other seeded species such as timothy and smooth brome were recorded at low cover values; and species such as slender and crested wheatgrass and Canada bluegrass were recorded at only marginal abundances. Red clover had consistently high cover estimates on all treatments during each year of study. Alfalfa, the only other seeded legume, was recorded at low cover on all treatments with the exception of the 0 cm treatment. This increased Alfalfa cover is due to the more alkaline soil conditions on these plots (Alberta Agriculture, 1981b).

FIGURE 3. PERCENTAGE COVER OF REVEGETATION SPECIES GROUPS

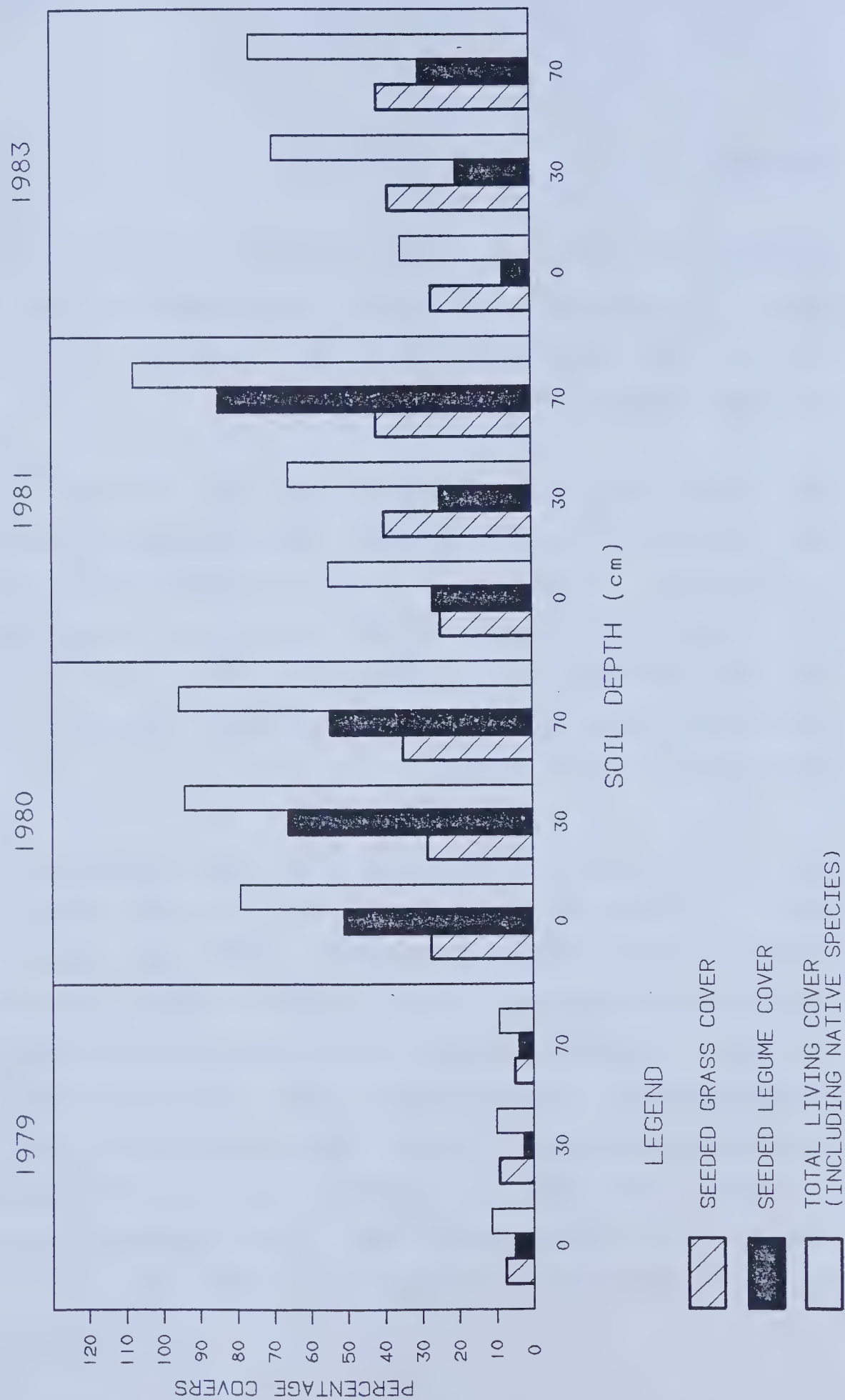


Table 4 Percentage Cover of Revegetation Species.

Seeded Species	PERCENTAGE COVER *									
	70 cm TREATMENT			30 cm TREATMENT			0cm TREATMENT			1983
	1980	1981	1983	1980	1981	1983	1980	1981	1983	
Canada Bluegrass	1.7	1.2	0.9	1.6	0.6	0.9	2.1	0.5	3.7	
Crested Wheatgrass	0.7	0.0	0.0	1.7	0.3	0.6	0.7	0.0	0.0	
Slender Wheatgrass	3.2	0.6	1.5	2.9	7.4	3.3	2.3	4.7	1.7	
Smooth Brome	0.7	0.0	1.9	0.1	4.5	5.6	0.0	3.7	3.8	
Creeping Red Fescue	12.2	15.2	32.5	13.3	18.2	23.9	7.9	12.4	16.9	
Timothy	8.2	4.5	4.5	8.7	8.5	3.7	4.5	5.2	1.4	
Red Clover	53.3	85.5	32.2	65.6	26.2	21.8	32.8	10.5	2.7	
Alfalfa	0.7	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	19.0	17.2	4.5	

*Based on average of 40 quadrats per treatment for each year.

Data on plant biomass from the study plots was complimentary to the cover data (Table 5). The 0 cm treatment had significantly lower biomass than either the 70 cm or 30 cm soil depth treatments ($F = 7.24$, $P \leq 0.05$).

REFORESTATION

Data on the percentage mortality of white spruce by soil depth treatment are shown in Table 6. The 0 cm soil depth treatment consistently showed lower mean survival than the 70 cm or 30 cm soil depth treatments. Further, the difference in survival became more pronounced in subsequent years of study. Differences in total mean percentage mortality between the 70 cm and 30 cm soil depth treatments were negligible for all years of study.

The total yearly growth and total yearly incremental growth of white spruce, as indicated by height measurements, is shown in Figure 4 and Figure 5 respectively. Growth, in terms of total height, was significantly reduced on the 0 cm treatment from that observed on the 70 and 30 cm treatments ($F = 8.15$, $P \leq 0.05$). Spruce growth was similar between the 70 cm and 30 cm treatments ($F = 1.04$, $P \geq 0.05$). Incremental height measurements indicated the same trend of reduced growth on the 0 cm treatment ($F = 5.34$, $P \leq 0.05$) and similar growth on the 70 cm and 30 cm treatment ($F = 1.94$, $P \geq 0.05$).

Table 5 Above Ground Biomass Values for Soil Depth Study

Depth of Surface Soil	Biomass (g/m ²)		
	Standing	Litter	Total
70 cm	322.9 $\pm$ 75.6	246.1 $\pm$ 12.4	569.1 $\pm$ 63.3
30 cm	220.0 $\pm$ 66.8	208.4 $\pm$ 46.6	428.4 $\pm$ 21.0
0 cm	127.7 $\pm$ 16.8	165.9 $\pm$ 45.1	293.6 $\pm$ 42.0

Table 6 White Spruce Mortality on Soil Depth Study Plots

Year	Soil Depth (cm)	Mortality (%)
1980	70	0.0
	30	0.0
	0	7.0
1981	70	0.0
	30	0.0
	0	10.0
1982	70	0.0
	30	0.0
	0	19.2
1983	70	0.0
	30	0.0
	0	20.6
1984	70	0.0
	30	0.0
	0	20.6

FIGURE 4. WHITE SPRUCE HEIGHT MEASUREMENTS

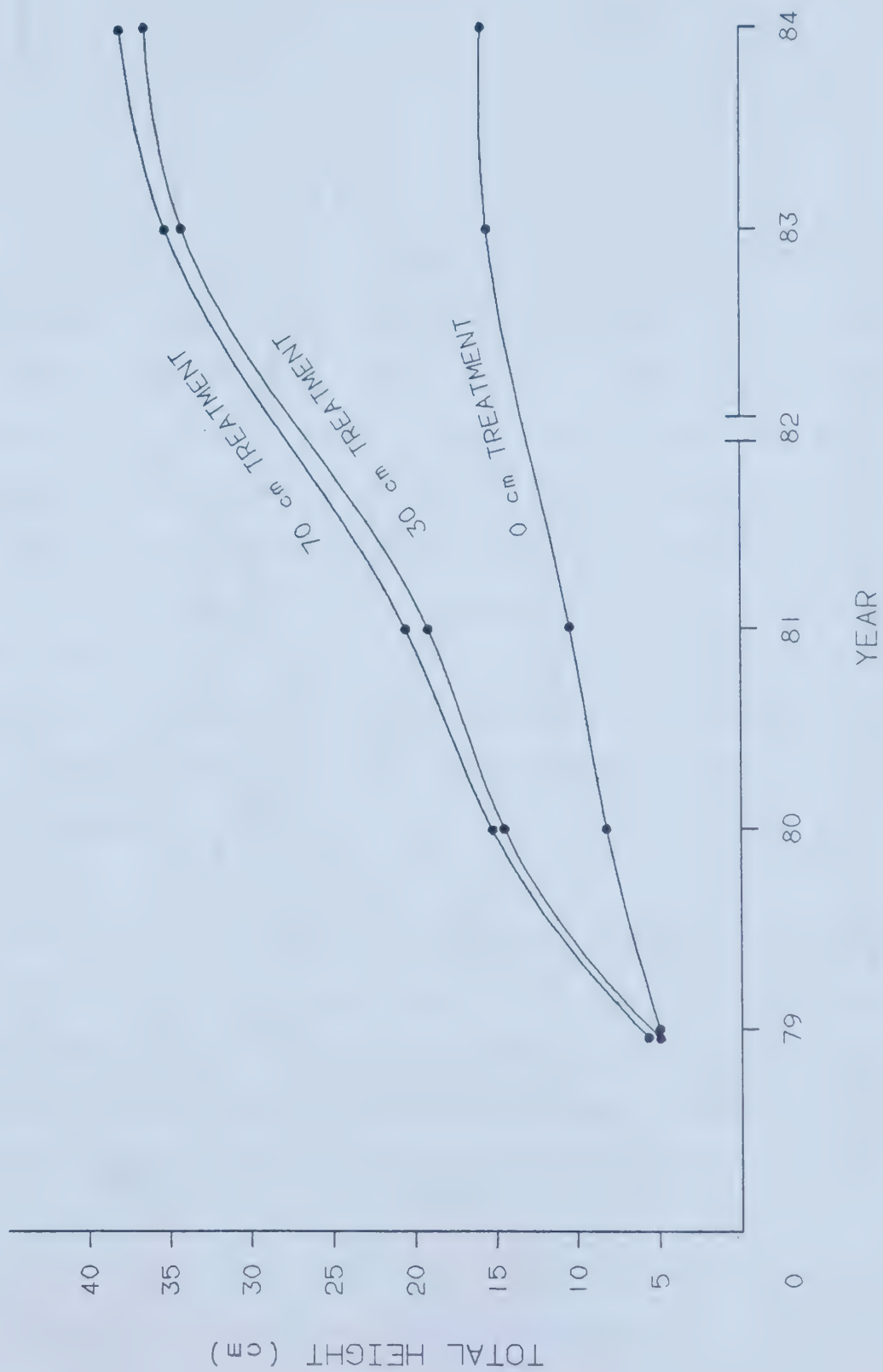
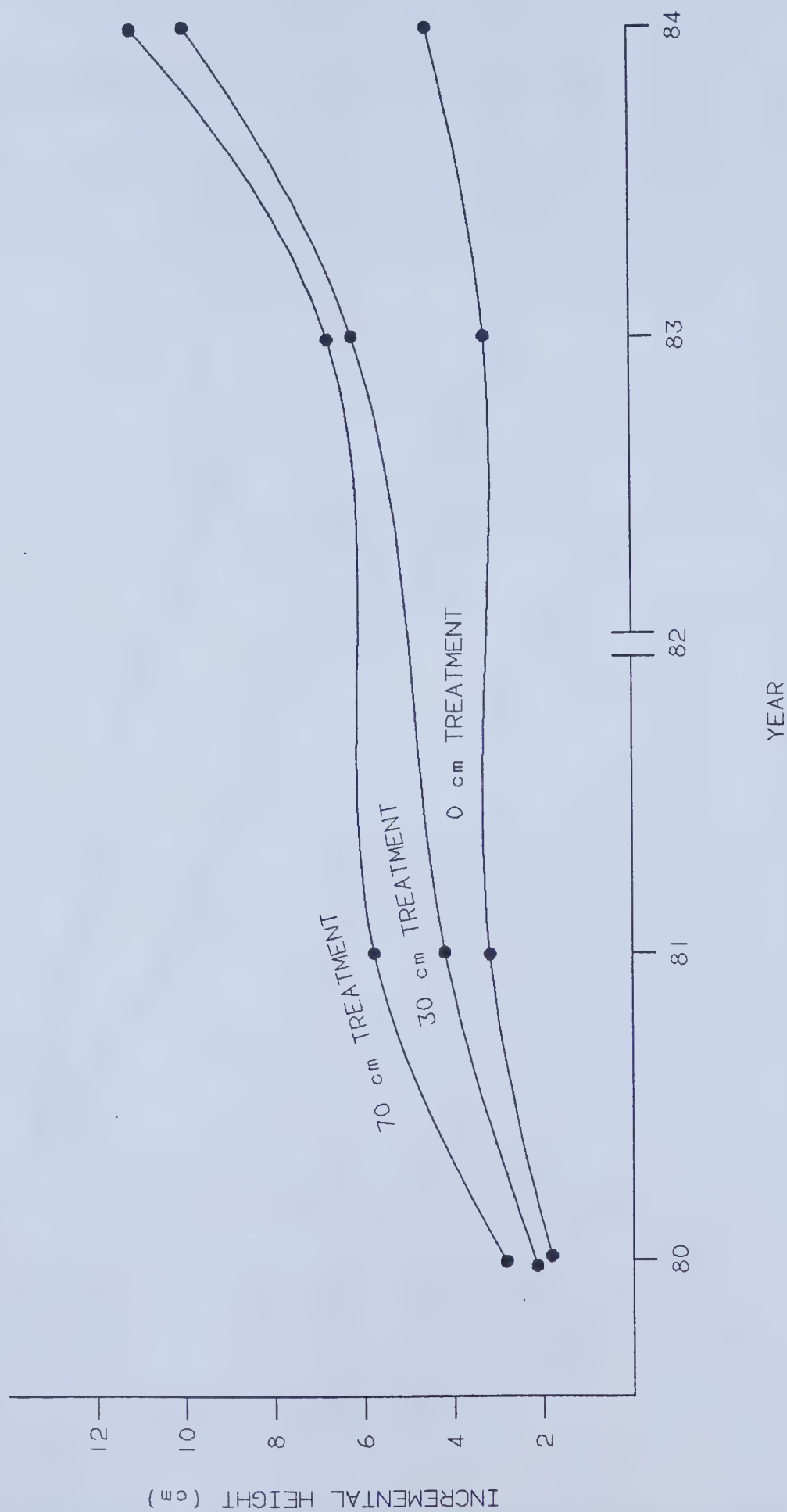


FIGURE 5. WHITE SPRUCE INCREMENTAL HEIGHT MEASUREMENTS



DISCUSSION

REVEGETATION

Previous work by Pole et al. (1979); Sandoval and Gould (1978); Huntington et al. (1980) has shown that soil depth replacement over mine spoil can effect revegetation success. Power et al. (1976) further report that yields of grasses increased with depth of "topsoil" up to about 71 cm, with greater thicknesses resulting in no further yield increases. Power et al. (1981) reported that vegetal yield increases with soil depth to a maximum of about 90 cm. Additional soil replacement did not appear to provide increases in yield. Logan (1983), in a review paper on this topic, concurred with the results of Power et al. (1981) and stated that reduced soil thickness may be related to a reduced productivity but spoil conditions were ultimately responsible for revegetation success.

Ayerst (1978) found that coal shale, as it weathers, produces fine particles that become compacted, producing a hard crust. Root penetration is affected by the resulting dense soil and subsequently vegetal growth retarded. Fitter and Bradshaw (1974) reported that colliery shale provided a growth media that was susceptible to droughty conditions which impacted revegetation.

Data from the present study indicate that growth of seeded herbaceous species is affected by depth of soil replacement over shale. Although initial growth was similar on all plots, during the latter portion of the study, reduced growth was evident on the 0 cm plot. The reduced cover is thought to be the result of a more densely compacted substrate and lower moisture levels. A minimal difference in plant cover estimates between the 30 and 70 cm plots was observed, indicating that no benefit is gained through addition of more than 30 cm of surface soil.

REFORESTATION

Research on the topic of appropriate soil depth replacement for reforestation has not been forthcoming. However, Krumlik (1980), in a study to determine soil and tree rooting depth relationships in Alberta, reported that the relationship between soil depth and tree growth appears to be poorly correlated. Other soil parameters such as pH, moisture, texture and temperature appear to more strongly influence tree growth. Further, tree growth on reclamation sites has been shown to be influenced by competition from herbaceous vegetation and by small mammal damage (Green, 1982).

Results from the Judy Creek study indicate that reduced white spruce survival and growth on the 0 cm soil depth treatment is most likely due to the combined effects of soil compaction and lower soil moisture. Veihmeyer and Hendrickson (1948) concluded that tree rooting was severely restricted when soil bulk density is greater than 1.56.

CONCLUSION

Results from this study have implications related to materials handling in reclamation programs in boreal forest regions of Alberta. Addition of forest soils as "topsoil" over suitable shale subsoil are required to provide herbaceous cover and reforestation success. However, little or no improvement in reclamation success is gained from replacement of greater than 30 cm of soil.

ACKNOWLEDGEMENTS

MESSRS. D. James, H. Martens, and C. Warner; Hardy and Associates (1978) LTD. assisted with the field work and initial data reporting for this study. This study was supported through funds supplied by Esso Resources Canada Ltd. and Trans-Alta Utilities Corporation.

LITERATURE CITED

- Alberta Agriculture. 1981a. Proposed Soil Quality Criteria In Relation To Disturbance and Reclamation. Alberta Agriculture 53 pp.
- Alberta Agriculture, 1981b. Alberta Forage manual. Report Agdex 120/20-4. 87 pp.
- Ayerst, J.M., 1978. The Effects of Compaction of Coal Shale on Revegetation of Spoil Heaps. Reclamation Review 1:27-30.
- Barth, R.C. and B.K. Martin 1983. Soil Depth Requirements To Reclaim Surface Mine Areas In The Northern Great Plains. Report prepared for U.S.D.I., The Bureau of Mines. 343 pp.
- Doering, E.J. and W.O. Willis. 1975. Chemical Reclamation For Sodic Strip-mined Spoils. U.S.D.A. publication ARS-NS-20. 8 pp.
- Esso Minerals Canada. 1979. Final Reclamation Plan; Judy Creek Test Pit. Unpublished report submitted to Alberta Energy and Natural Resources. 85 pp.
- Fitter, A.H., and A.D. Bradshaw. 1974. Root Penetration on Colliery Shale. Journal of Applied Ecology. 11: 609 - 615.
- Green, J.E., 1982 Small Rodent Populations and Related Damage to Trees and Shrubs on Reclamation Areas. Unpublished Report by L.G.L. Ltd. 121 pp.
- Halvorsen, G.A., L.V. Zimmerman, and S.W. Melsted. 1981. Nitrogen and Phosphorus Fertilization of Strip Mined Lands in Western North Dakota. Agronomy Abstracts pages 178 - 179.
- Huntington, T.G., R.I. Barnhisel, and J.L. Powell. 1980. The Role Of Soil Thickness, Subsoiling And Lime Incorporation Methods On The Reclamation of Acid Surface Mine Spoils. Pages 9-13 IN: Symposium on surface mining hydrology, sedimentology and reclamation. Lexington, Kentucky. December 1-5, 1980.
- Kershaw, K.A. 1973. Quantitative And Dynamic Plant Ecology. Edward Arnold Publishers, London. 306 pp.

Krumlik, G.J. 1980. Soil And Rooting Depth Patterns In North-East Alberta. Pages 49-60 IN: Ziemkiewicz, P.F. Takyi, S.K., Regier, H. (Eds) Proceedings: Workshop On Reconstruction Of Forest Soils In Reclamation. Alberta Energy and Natural Resources RRTAC Report #80-4.

Logan, R.J. 1983. Soil Handling Aspects Of Coal Mine Reclamation On Agricultural Lands. Pages 82-86 IN: Proceedings: 2nd Alta. Reclaim. Conf.. C.L.R.A. Alta. Chapter Report #CLRA/AC 83-1.

McKeague, J.A. 1978. Manual Of Soil Sampling And Methods Of Analysis. Can. Society of Soil Science. 167 pp.

Pole, N.W., A. Bauxer, L. Zimmerman, and S.W. Melsted. 1979. Effects Of Topsoil Thickness Placed On Spoilbanks On Wheat and Corn Yields In North Dakota. Pages 64 - 71 IN: CLRA 4th Annual Meeting, July 13 - 15, Regina, Sask.

Power, J.F., F.M. Sandoval, R.E. Ries, and S.D. Merrill. 1981. Effects Of Topsoil And Subsoil Thickness On Soil Water Content And Crop Production On a Distributed Soil. Soil Science Society of America Journal 45: 124 - 129.

Power, J.F., R.E. Ries, and F.M. Sandoval. 1976. Use Of Soil Materials On Spoil: Effects Of Thickness And Quality. North Dakota Farm Research 34(1): 23 - 24.

Sandoval, F.M. and W.L. Gould. 1978. Improvements Of Saline And Sodium Affected Disturbed Lands. pages 495-504 In: Reclamation of Drastically Disturbed Lands. Schamlller F.W. and P. Sutlon (Eds). Amer Soc. of Agronomy.

Schumann, G.E. and J.F. Power. 1981. Topsoil Management on Mixed Lands. Soil Water Cons. 36: 77 - 78.

SAS. 1982. SAS Users Guide: Statistics. Statistical Institute, Statistical Analyses System, Cary, North Carolina. 494 pp.

Veihmeyer, F.J. and A.H. Hendrickson. 1948. Soil density and root penetration. Soil Science 65: 487-493.

Williamson, N.A., M.S. Johnson, and A.D. Bradshaw, 1982. Mine Wastes Reclamation. Mining Journal Books LTD. 97 pp.

DE L'HUMUS À VOLONTÉ

(Humus at will)

PAR:

R.A. LAPOINTE, ing.f.

Service de la Technologie et des Normes d'Exploitation

Ministère de l'Énergie et des Ressources

200 B, Chemin Ste-Foy, 5^{ème} étage

Québec, (Québec)

G1R 4X7

ET

R.E. GUAY et LIONEL LACHANCE

RÉSUMÉ

À partir du vieux dicton africain:

"La fertilité du sol dépend de l'arbre"

nous avons cherché et trouvé un moyen de refaire un humus durable, riche en colloïdes, en sels minéraux et en acides aminés.

Pour ce faire, nous avons récupéré deux (2) sortes de résidus encombrants:

1. Les copeaux de broussailles, riches en M.O. et en sels minéraux;
2. Les lisiers de porcs et de poules, riches en N et en sels minéraux.

En mélangeant les deux, selon un procédé simple, avec l'horizon supérieur du sol, nous avons amélioré rapidement et efficacement la productivité du sol et ainsi rendues plus disponibles aux plantes les substances nutritives apportées au sol par les résidus.

ABSTRACT

With an old African proverb in mind,

"Soil fertility comes from the tree"

we searched for and found a means of obtaining a durable humus, which is rich in colloids, mineral salts and amino acids.

To obtain that, we have recuperated chips from wood branches, particularly from hardwoods, rich in organic matter and mineral salts. So we have recuperated liquid or solid manures of hens and pigs also rich in mineral salts and in N.

By incorporating easily both of them with the top soil (2 inches or 5 cm), we quickly arose the soil productivity and, too, the nutrients, brought to the soil by both of residues, were more available to the plants.

EXPÉRIENCE AGRICOLE

De l'humus à volonté dans la plupart des sols

Nous avons découvert un moyen de faire produire au sol un humus durable, riche en colloïdes, en sels minéraux et en acides aminés. Ce sol, même poussiéreux à l'origine, devient floculé avec une structure de grumeaux fort discernables.

C'est là prétention osée, mais les responsables de l'opération, ce n'est pas nous; ce sont nos alliés, la microfaune et la microflore du sol.

À nos alliés, nous donnons une nourriture balancée et ils se débrouillent pour produire, dans un temps relativement cours (entre dix et douze semaines), ce sol bien structuré où la vie des plantes est réellement prospère.

La meilleure nourriture trouvée à ce jour pour encourager nos alliés, ce sont les copeaux fins de branches d'arbres, surtout des feuillus (6 cm. et moins de diamètre), avec feuillage si possible. C'est la partie la plus riche de l'arbre: 75% de ses acides aminés, de ses protéines et sels minéraux, digérés organiquement, de façon équilibrée, propice à soutenir la vie, à développer le tissu végétal, s'y trouvent accumulés.

COPEAUX - HYDRO-QUÉBEC - (GUIMONT)

COMPOSITION CHIMIQUE 1978

Pourcentage	Minimum	Maximum	x
M.O.	31,5	80,7	72,0
pH	5,5	7,1	6,3
C/N	15/1	127/1	60/1
P ₂ O ₅	trace	0,39	0,31
K ₂ O	0,20	1,50	0,61
Mg (%)	0,02	0,29	0,14
Ca	0,81	5,0	2,11
Na	0,02	0,10	0,06

- sur base de M.S. (Based on Dry Matter)

Des auteurs connus ont largement exploré cette généreuse source de richesses méconnues. Nous avons misé sur leurs découvertes.

Selon les circonstances et les sols, nous avons utilisé ces copeaux seuls ou avec un lisier, un fumier ou un résidu organique riche en protéines pour obtenir au sol un mélange calibré avec un C/N aux environs de 30/1, soit la condition bio-chimique reconnue par les experts pour la fabrication, soit du gaz méthane en fermentation anaérobique, soit du compost en tas ou andains ou encore du compost de surface en fermentation aérobie.

DRÊCHES* DE CÈDRE ET SAPIN		
Teneur en certaines acides aminées 1974		
	Cèdre	Sapin
/g/100g - M.S.		
Lysine	0,46	0,46
Acide glutaminique	0,82	0,90
Proline	0,50	0,62
Glycine	0,42	0,42
Methionine	0,16	0,10
Phenylalanine	0,42	0,44

AMOUNT OF SOME AMINO ACIDS (1974)

Par le laboratoire du centre de recherches en nutrition - Université Laval

- * échantillons prélevés chez M. Maheux, rang l'Assomption, St-Joseph de Beauce
- * résidus suite à une extraction par la vapeur.

VALEURS DES LISIERS DE PORCS ET DE POULES

Kgs/m³

	Porcs (pigs)	Poules (hens)
Eau (%) (Water)	94	60
N (total)	5,0	14,0
P ₂ O ₅	1,9	12,6
K ₂ O	2,8	3,7

VALUES OF PIGS AND HENS LIQUID MANURES (Kgs/m³)

Référence: Colloque sur les fumiers - Octobre 1980 à Québec

Depuis 1978, nous avons mené deux (2) sortes d'expériences:

A. EN COMPOST DE SURFACE

1. un labour régulier
2. un épandage bien égal de copeaux de broussailles de 1200 pi³/acre et plus. Le dosage peut varier.
3. un épandage de lisier de poule de 1500 gallons/acre ou de porc à 2000 gallons/acre.

4. un hersage, avec une herse à ressorts ou à disques selon le besoin pour bien mélanger le tout avec les cinq (5) premiers centimètres du sol (2 pouces). Il faut que le tout respire. L'odeur disparaît après le hersage.
5. Un ensemencement de céréales; nous avons réussi très facilement à planter pommes de terre et fraises.

B. SOUS FORME DE PAILLIS

1. Dans le potager, autour des jeunes plants, un paillis pouvant mesurer jusqu'à 5 cm d'épaisseur (2 pouces) garde au sol son humidité du printemps, empêche la croissance de végétation indésirée, éloigne certains insectes et parasites. Enfoui à l'automne, il transforme le sol en augmentant l'humus.
2. Dans la framboisière, il joue un rôle identique.

Les essais se poursuivent surtout dans les champs de cultivateurs intéressés. Partout la qualité et la quantité des récoltes furent remarquées. La durée des effets du traitement semble vouloir se prolonger au-delà de la période prévue, soit cinq (5) ans. Cela répartit, sur cette période, le coût du traitement. Les résultats acquis sont les suivants:

Au niveau du sol

- réfection de la zone d'humification
- une meilleure structure physique

- une meilleure rétention d'eau
- une élévation du pH
- une reconstitution du complexe argilo-humique
- une mélanisation du sol.

Au niveau des insectes

- dans des cultures de pommes de terre, on a noté l'absence de doryphores et de pucerons après emploi de branches et feuillage de cèdre distillés
- dans des cultures de fraises on a aussi noté l'absence de pucerons
- la disparition de nématodes fut aussi observée.

Au niveau de la récolte

- récolte plus abondante, entre 50 et 300%
- meilleure qualité par exemple, fraises plus sucrées, pommes de terre contenant plus de matière sèche, etc...
- systèmes racinaires plus abondants
- mychorization des racines.

RENDEMENT / A - 1981			<u>Ferme Marcoux</u> <u>Fraisière</u>
Superficie			
1.6 a	Témoin	315 caisses	
2.0 a	<u>Traité 1979</u> 1 000 pi ³ /a	922 caisses	
1.0 a	<u>1980-A</u> 3 000 pi ³ /a	508 caisses	
1.5 a	<u>1980-B</u> 1 500 pi ³ /a	253 caisses	

chemin de ferme

ruisseau

1981 - 12 - 15

YIELD / A - 1981			<u>Marcoux's Farm</u> <u>Strawberry-bed</u>
Area			
1.6 a	Check plot	1 386 kg	
2.0	Treated 1979 with 1 000 cu.ft. /a	4 200 kg	
1.0 a	<u>1980-A</u> 3 000 cu.ft. /a	2 310 kg	
1.5 a	<u>1981-B</u> 1 500 cu.ft. /a	1 150 kg	

Farm Road

Creek

1981 - 12 - 15

Au niveau de la machinerie

- économie de carburant et de temps pour le travail du sol
- usure moins rapide de l'équipement en contact avec le sol.

Enfin, deux (2) observations revêtent une grande pertinence dans l'emploi de cette méthode de traitement des sols.

- a) Les copeaux de branches des espèces d'arbres les moins commerciaux (aulnes, peupliers, érable à épis, sureau, etc...) ont semblé les plus propices pour les traitements.
- b) Les analyses chimiques usuelles ne peuvent rendre compte de la fécondité de ces sols et de la vie nouvelle qu'on y a injectée. Il faudra avoir recours à la bio-chimie et à la biologie.

Les sortes de sol déjà traités sont: du sable clair et poussiéreux, du gravier, du loam sablonneux épuisé, du loam argileux et de l'argile.

L'EXPLORATION VAUT LA PEINE D'ÊTRE CONTINUÉE...

EXPÉRIENCE FORESTIÈRE

Utilisation de résidus forestiers et agricoles pour amender des sols et des peuplements forestiers

Voici la série des essais tentés dans le domaine forestier:

- Traitements de sols en pépinières
- Plantation dans des aires d'empilement
- Traitements de plantations existantes
- Tarière spéciale...

A. Au niveau des pépinières, nous avons fait usage de la même méthode de traitement qu'en agriculture pour récupérer les sols appauvris par un usage trop intensif...

Les sols sont redevenus rapidement féconds et les taux de germination ont fait un bond spectaculaire...

Dans ces essais, trois (3) matériaux furent comparés:

- la tourbe
- les sciures et les planures
- les copeaux de broussailles.

Ces derniers ont remportés la palme aux niveaux des coûts, de la structure du sol et du rendement. Le traitement avec copeaux de broussailles coûte deux (2) fois moins cher que celui avec la tourbe.

On a même observé que les tout jeunes plants étaient endomycorhizés. Il faudra reprendre des séries systématiques d'observations sur ce sujet et aussi explorer où se situe le seuil de tolérance de ces jeunes plants aux engrais azotés chimiques qu'on leur sert généreusement... Le travail ne manquera pas... Les suivre dans la forêt où on les plantera serait peut-être aussi très intéressant.

- B. Dans les sols érodés des aires d'empilement, nous avons mis à l'essais plusieurs méthodes. La meilleure fut la plantation conventionnelle avec semis à racines nues et un paillis de 1 mètre de diamètre autour du plant.

Le rapport C/N des copeaux était d'environ 120/1. En protégeant le plant de la végétation concurrente, les copeaux ont joué leur rôle. Nous devons approfondir cette méthode qui semble prometteuse.

- C. Sur le sol d'une gravière où avait été planté quelques douzaines de jeunes pins quelques années auparavant, nous avons épandu, à titre d'essai, 5 cm de copeaux de branches sur le sol entre les plants. Ces derniers, mourant faute de nourriture et d'eau, ont repris rapidement vie et ont connu, durant deux (2) ans, une croissance remarquable.

- D. Sur un parterre forestier où poussaient sapins et épinettes rachitiques, un paillis de copeaux de 5 cm d'épaisseur fut épandu sur la mousse et l'oxalis qui recouvraient le sol. Un mois plus tard, on constate que la mousse et l'oxalis se compostaient. L'année suivante, les framboisiers envahirent ce parterre.

Ces deux (2) derniers essais soulèvent probablement plus de questions qu'ils ne résolvent de problèmes, mais ils fournissent des indications précieuses sur le potentiel des copeaux de broussailles.

- E. De plus, des copeaux d'une cinquantaine d'essences forestières furent épandus en 1983 sur des placettes bien identifiées sur un sol forestier très décapé durant la dernière guerre (1939-45). L'été 1983 fut très sec et aucun phénomène ne survint.

L'été 1984 fut plus normale, la réaction se fit sentir. Chaque essence provoqua des phénomènes particuliers. On aurait dit que chaque essence avait un rôle spécifique à jouer. Les copeaux de sureau s'avérèrent super-actifs et, à un degré moindre, les copeaux des essences dites "pionnières". Rien ne bougea, en apparence, dans les placettes où avaient été épandus des copeaux d'essences dites "terminales".

Il semble qu'aucune préparation du sol ne soit nécessaire dans cette méthode. Les observations recueillies dans cette expérience pourront peut-être servir pour constituer les mélanges de copeaux à épandre autour des jeunes plants.

Des projets de recherche plus détaillés, orientés vers des certitudes scientifiques, devront être élaborés pour donner un sens pratique à ces observations.

Des ministères du Québec, du Canada, l'Université du Québec, le Centre de Recherche Industrielle du Québec (CRIQ), la Faculté de Foresterie de l'Université Laval s'intéressent très sérieusement à cette question.

NOUS ESPÉRONS EN L'AVENIR

REMERCIEMENTS

Un cordial merci à nos collaborateurs:

M.E.R.

M.A.P.A.Q.

Hydro-Québec

Service d'Arbres Guimont

Personel des Laboratoires

Université Laval

et sans oublier tous les fermiers participants aux essais.

BIBLIOGRAPHIE (littérature)

- KEAYS, J.L. & BARTON, G.M. 1977: Innovations dans l'utilisation du feuillage. Pêches et Environnement Canada, Service des Forêts. **VP-X-137F** 78 pages.
- FORTIN, J. André & Ass. 1982: Décomposition de la matière organique et compostage de surface. Une revue de littérature publiée par le M.E.R. en collaboration avec le M.A.P.A.Q. et la Faculté de Foresterie de l'Université Laval.
- YOUNG, Harold-E. & CARPENTER, Paul-M., 1967: Weight, nutrient element and productivity studies of seedlings and saplings of eight tree species in natural ecosystems. Tech. Bul. 28, Nov. 1967, Maine Agr. Exp. Station, University of maine, Orono.



